

Onderzoek Milieu-effecten Sigmaplan (OMES)

Deelstudie 7: Water-schor interactie

DS 7.4: Denitrificatie

Eindverslag

23700

ir. S. Van Damme

Prof. Dr. ir. O. Van Cleemput

Laboratorium voor Toegepaste Analytische en Fysische Chemie

Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen

Universiteit Gent

Coupure 653, 9000 Gent

INHOUDSTAFEL

1	INLEIDING EN ALGEMEEN WERKPLAN.....	1
1.1	DOELSTELLING	1
1.2	DENITRIFICATIE.....	1
1.3	METHODEN OM DENITRIFICATIE TE BEPALEN.....	2
1.3.1	Helium 'flushing' techniek.....	2
1.3.2	Acetyleen inhibitie techniek.....	2
1.3.3	¹⁵ N-isotoop techniek.....	3
1.3.4	Onrechtstreekse bepaling.....	3
1.4	DE STIKSTOF CYCLUS	3
1.4.1	Studie van de toestand bij hoog water	3
1.4.2	Studie van de toestand bij laag water.....	6
1.4.3	Studie van de specifieke invloed van het getij	6
2	MATERIAAL EN METHODEN	8
2.1	ALGEMENE BASISINFORMATIE	8
2.1.1	Centralisatie van de data van de Zeeschelde tot één geïnformatiseerd bestand.....	8
2.1.2	Maandelijkse bootcampagne.....	8
2.2	BEPALING VAN N ₂ O-EMISSIE EN DENITRIFICATIE.....	12
2.2.1	Selectie van de bemonsteringspunten	12
2.2.2	Werking van acetyleen.....	12
2.2.3	Monsternamen van N ₂ O.....	13
2.2.4	N ₂ O-bepaling	14
2.2.5	Experimentele opzet.....	17
2.3	CONSUMPTIE-EXPERIMENTEN.....	17
2.3.1	Nitraatconsumptie-experimenten.....	17
2.3.2	Zuurstofconsumptie-experimenten.....	18
2.4	MESOCOSMOS-EXPERIMENTEN.....	18
2.5	KARAKTERISATIE VAN SEDIMENT EN WATER.....	19
2.5.1	Staalnamen van sediment en water.....	19
2.5.2	Interstitieel water	19
2.5.3	Sedimentextractie	19
2.5.4	Analyses.....	20
2.6	MASSABALANS SCHOR	24
2.6.1	Studiegebied.....	25
2.6.2	Proefopzet.....	25
2.6.3	Inrichting van de staalnameplaats.....	26
2.6.4	Bepaling van de waterbalans	27
2.6.5	Staalnamen en analyse	30
2.6.6	Klimatologische omstandigheden.....	30
3	WATERKWALITEIT VAN DE ZEESCHELDE.....	31
3.1	RESULTATEN	31

3.1.1	Temperatuur.....	31
3.1.2	Sulfaat en conductiviteit.....	31
3.1.3	Opgeloste zuurstof.....	33
3.1.4	pH.....	33
3.1.5	Turbiditeit.....	34
3.1.6	Koolstof.....	37
3.1.7	Stikstof.....	40
3.1.8	Fosfor.....	44
3.1.9	Siliciumoxide.....	48
3.2	DISCUSSIE.....	51
3.3	SYNTHESE EN BESLUIT.....	52
4	VERKENNENDE EXPERIMENTEN.....	53
4.1	KARAKTERISATIE SEDIMENT EN RIVIERWATER.....	53
4.2	VERKENNEND 'LANGE TERMIJN'-EXPERIMENT.....	53
4.2.1	Resultaten.....	57
4.2.2	Discussie.....	58
4.3	VERKENNENDE EXPERIMENTEN OP KORTE TERMIJN.....	59
4.3.1	Nitraatconsumptie-experimenten.....	59
4.3.2	N ₂ O-Fluxbepalingen.....	62
4.3.3	Zuurstofconsumptie-experimenten.....	66
5	LICHT-DONKER EXPERIMENTEN.....	71
5.1	RESULTATEN.....	71
5.2	DISCUSSIE.....	75
5.2.1	Effect van licht op stikstofopname door fytoplankton.....	75
5.2.2	Effect van licht op nitrificatie en denitrificatie.....	75
6	MESOCOSMOS EXPERIMENTEN.....	81
7	REDOXPOTENTIAL-PROFIEL.....	84
8	DENITRIFICATIE-DATASET.....	88
8.1	KARAKTERISATIE VAN DE ABIOTISCHE FACTOREN.....	88
8.1.1	Verticale gradiënt te Appels.....	98
8.1.1.1	Groep 1: Hoogteligging.....	98
8.1.1.2	Groep 2: Temperatuur.....	98
8.1.2	Longitudinale gradiënt: Groot Buitenschoor, Burcht en Durme.....	99
8.1.2.1	Groep 1: Conductiviteit.....	99
8.1.2.2	Groep 2: Temperatuur en ammonium in sediment.....	99
8.1.2.3	Groep 3: Koolstof en redoxpotentiaal.....	99
8.2	PROCESWAARDEN.....	99
8.2.1	Denitrificatie.....	99
8.2.1.1	Resultaten van 1996.....	99
8.2.1.2	Resultaten van 1997.....	101
8.2.1.3	Invloed van de proefopzet.....	103
8.2.1.4	Invloed van de werking van acetyleen.....	105
8.2.2	N ₂ O-Emissie.....	107

8.2.2.1	Laag water	107
8.2.2.2	Hoog water	108
8.2.3	N_2/N_2O -Verhouding.....	109
8.2.4	Vergelijking van denitrificatie en N_2O -emissie tussen laag water en hoog water	110
8.2.5	Nitraatconsumptie	113
8.2.5.1	Resultaten.....	113
8.2.6	Verhouding tussen N_2O -emissie bij 10kPa acetyleen en nitraatconsumptie	114
8.2.7	Ammoniumvrijstelling.....	115
8.3	VERBANDEN TUSSEN OMGEVINGSFACTOREN EN PROCESSEN	117
8.3.1	Gradiënten.....	117
8.3.1.1	Verticale gradiënt te Appels.....	117
8.3.1.2	Longitudinale gradiënt: Groot Buitenschoor, Burcht en Durme.....	117
8.3.2	Invloed van omgevingsfactoren.....	118
8.3.2.1	Temperatuur	118
8.3.2.2	Vochtgehalte, zuurstof en redoxpotentiaal	121
8.3.2.3	pH.....	121
8.3.2.4	Conductiviteit	121
8.3.2.5	Koolstof.....	122
8.3.2.6	Ammonium.....	122
8.3.2.7	Nitraat en sedimentsamenstelling.....	123
8.3.2.8	Benthos	124
9	MASSABALANS VAN EEN SCHOR.....	125
9.1	STROOMSNELHEDEN	125
9.1.1	Gedetailleerd stroomsnelheidsprofiel van 29/04/98.....	125
9.1.1.1	Stroomsnelheden in de onderlinge raaien	125
9.1.1.2	Stroomsnelheden bepaald via vast opgestelde stroomsnelheidsmeters	131
9.2	WATERSTAND.....	132
9.3	MASSABALANS WATER.....	132
9.4	VERBLIJFTIJD VAN HET WATER IN HET SCHOR.....	136
9.5	CONCENTRATIEPROFIELEN EN MASSABALANSEN VAN WATERKWALITEITS-PARAMETERS.....	137
9.5.1	Diepteprofielen.....	137
9.5.2	Overige patronen.....	138
9.5.2.1	Temperatuur	138
9.5.2.2	Opgeloste zuurstof	153
9.5.2.3	Zuurtegraad (pH)	154
9.5.2.4	Specifieke conductiviteit en chloride.....	155
9.5.2.5	Redoxpotentiaal (Eh).....	156
9.5.2.6	Turbiditeit.....	157
9.5.2.7	Opgeloste organische koolstof (DOC).....	157
9.5.2.8	Stikstof	158
9.5.2.9	Fosfor	163
9.5.2.10	Sulfaat	167
9.5.2.11	Siliciumoxide.....	167
10	BETEKENIS VAN DENITRIFICATIE IN GETIJDEN-GEBIEDEN VOOR DE WATERKWALITEIT VAN DE ZEESCHELDE	169
10.1	EXTRAPOLATIE VAN DENITRIFICATIEWAARDEN OVER DE TOTALE OPPERVLAKTE VAN GETIJDENGEBIEDEN LANGS DE ZEESCHELDE.....	169

10.2	REDUCTIE VAN DE STIKSTOFVRACHT	170
10.3	BESLUIT	170
11	BETEKENIS VAN N₂O-EMISSION IN GETIJDENGEBIEDEN VAN DE ZEESCHELDE VOOR HET BROEIKASEFFECT	172
11.1	EXTRAPOLATIE VAN N ₂ O-EMISSIONS OVER DE TOTALE OPPERVLAKTE VAN GETIJDENGEBIEDEN LANGS DE ZEESCHELDE	172
11.2	BIJDRAGE TOT HET BROEIKASEFFECT	172
	SAMENVATTING EN BESLUIT	174

LITERATUURLIJST

APPENDIX 1: RESULTATEN VAN DE OMES-BOOTCAMPAGNE

APPENDIX 2: PROCESWAARDEN VAN DE DENITRIFICATIE-DATASET

1 INLEIDING EN ALGEMEEN WERKPLAN

1.1 DOELSTELLING

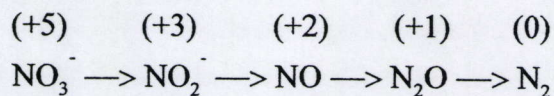
De doelstelling van deze studie is, zoals is vastgelegd in het contract, een antwoord te formuleren op volgende vragen.

- Hoe intens gebeurt denitrificatie in zoetwatergetijdegebieden van de Schelde?
- Welke is de ruimtelijke en temporele variatie van denitrificatie in zoetwatergetijdegebieden, zowel in slikken als in schorren?
- Welke factoren verklaren de variatie? Welke rol speelt het getij als specifieke factor?
- Welk overspoelingsregime is optimaal voor denitrificatie? Hoe gedragen zich de verschillende processen die van belang zijn voor denitrificatie onder getijomstandigheden?

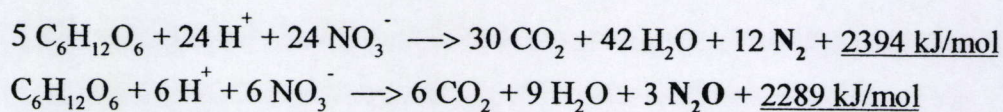
De stikstofverwijdering uit het systeem en de invloed van de getijwerking hierop vormen de kern van de doelstelling.

1.2 DENITRIFICATIE

Denitrificerende microorganismen gebruiken nitraatstikstof als electronacceptor om organisch materiaal te oxideren in anaerobe omstandigheden. De weg die de verschillende electronaccepterende (reducerende) stappen toont is als volgt:



In dit schema zijn NO, N₂O en N₂ gasvormige verbindingen die al dan niet uit het systeem kunnen ontsnappen. Voor NO en N₂O wordt hiermee de reductieketting onderbroken. Een voorstelling van enkele mogelijke enzymatische reacties is als volgt:



Hierbij is beschikbare koolstof voorgesteld als $C_6H_{12}O_6$. Kort samengevat zijn de factoren die denitrificatie stimuleren: aanwezigheid van nitraat en beschikbare koolstof, en afwezigheid van zuurstof. De optimale temperatuur situeert zich rond 25 à 30°C. De optimale pH ligt tussen 7 en 8.

1.3 METHODEN OM DENITRIFICATIE TE BEPALEN

Een summiere voorstelling van de principes van de bestaande methoden om denitrificatie te bepalen wordt hierna gegeven. Vooraf kan opgemerkt worden dat een ideale methode niet bestaat. Elke methode onderzoekt slechts in beperkte mate de werkelijkheid. De studie van denitrificatie vereist daarom een gecombineerde aanpak.

1.3.1 Helium 'flushing' techniek

De intensiteit van denitrificatie is veel te laag opdat het eindproduct, N_2 , meetbaar zou zijn tegenover de achtergrondconcentratie van N_2 die zich reeds in de lucht bevindt. Daar kan aan verholpen worden door de atmosfeer van een gesloten ruimte te spoelen met helium. Moleculaire stikstof wordt dan tegenover de verlaagde achtergrondconcentratie wel meetbaar. De methode is echter moeilijk en duur. Bovendien bedraagt de spoeltijd verscheidene dagen waardoor de techniek moeilijk toepasbaar is voor getij-onderzoek. De methode is voor deze studie niet beschikbaar.

1.3.2 Acetyleen inhibitie techniek

Acetyleen is een gas dat de reductie van N_2O naar N_2 inhibeert zodanig dat denitrificatie via een gaschromatograaf meetbaar wordt als accumulatie van N_2O . De methode is behoort tot de meest gebruikte, en is ook voor deze studie beschikbaar. De techniek is eenvoudig en goedkoop, maar is onderhevig aan enkele ernstige tekortkomingen. Tijdens de bespreking van de resultaten wordt hier dieper op ingegaan.

1.3.3 ^{15}N -isotoop techniek

Gemerkte stikstof kan o.a. als nitraat toegediend worden waarna het isotoop in andere stikstof fracties kan worden teruggevonden. Een aanzienlijk deel van het isotoop wordt bij lagere concentraties in proeven met sediment nooit teruggevonden. Hoge aanrijkingen doen de kostprijs echter danig oplopen. De techniek staat voor deze studie in beperkte mate ter beschikking. Bovendien is het niet mogelijk het isotoop in de gasfase te bepalen, wat moeilijkheden oplevert voor studie van denitrificatie.

1.3.4 Onrechtstreekse bepaling

In plaats van denitrificatie als proces te bepalen is het ook mogelijk de verschillende stikstofvoorraden te volgen in de tijd en daaruit de interfererende processen met denitrificatie, zoals b.v. assimilatie van nitraat, af te zonderen. Het opstellen van massabalansen maakt deel uit van deze methode.

1.4 DE STIKSTOF CYCLUS

Rekening houdend met de beschikbare technische mogelijkheden werd een werkplan opgesteld dat er niet alleen op gericht is denitrificatie onder verschillende omstandigheden zo goed mogelijk te quantificeren, maar ook de processen die interfereren met denitrificatie in te schatten. Dit komt neer op een ontrafeling van de stikstofcyclus waarin denitrificatie als proces centraal geplaatst is. De stikstofcyclus van een getijdegebied is voorgesteld in Fig. 1.1 voor de situatie bij hoog water, en in Fig. 1.2 voor de situatie bij laag water. Het proces dat het doelwit uitmaakt van deze studie is voorgesteld door pijlen in vet, nl. de verwijdering van nitraat uit de waterkolom door denitrificatie in het sediment met de vorming van inerte atmosferische stikstof als eindproduct. De geplande werkzaamheden kunnen onderverdeeld worden in 3 categorieën: de studie van de toestand bij hoog water, de studie van de toestand bij laag water, en de studie van de specifieke invloed van het getij.

1.4.1 Studie van de toestand bij hoog water

Simulatie van de toestand bij hoog water kan in het labo op eenvoudige wijze worden gesimuleerd. Denitrificatie kan bepaald worden via een gecombineerd experiment met volgende opzet. Boven een hoeveelheid sediment wordt water gebracht met een bepaalde nitraatconcentratie. Enerzijds kan de nitraatconsumptie in het bovenliggend water gevolgd worden, anderzijds kan het gasvormig eindproduct via de acetyleen inhibitie techniek worden gemeten. De stikstoffractie die door nitraatconsumptie getransformeerd wordt zal niet helemaal teruggevonden worden met de acetyleen techniek, niet alleen door de tekortkomingen van de techniek, maar ook door de interfererende processen. Deze zijn te zien in Fig. 1.1. Een proces dat in de figuur niet is aangeduid is de dissiminatorische reductie van nitraat naar ammonium.

Er bestaat competitie voor nitraat tussen denitrificatie en assimilatie. Nitraat dat uit bovenliggend water verdwijnt kan evengoed als nutriënt algenbloei veroorzaken. Om dit onderscheid enigzins te quantificeren worden vergelijkende experimenten uitgevoerd onder groeilampen, en in duisternis. Wel wordt op die manier enkel de lichtafhankelijke assimilatie bestudeerd.

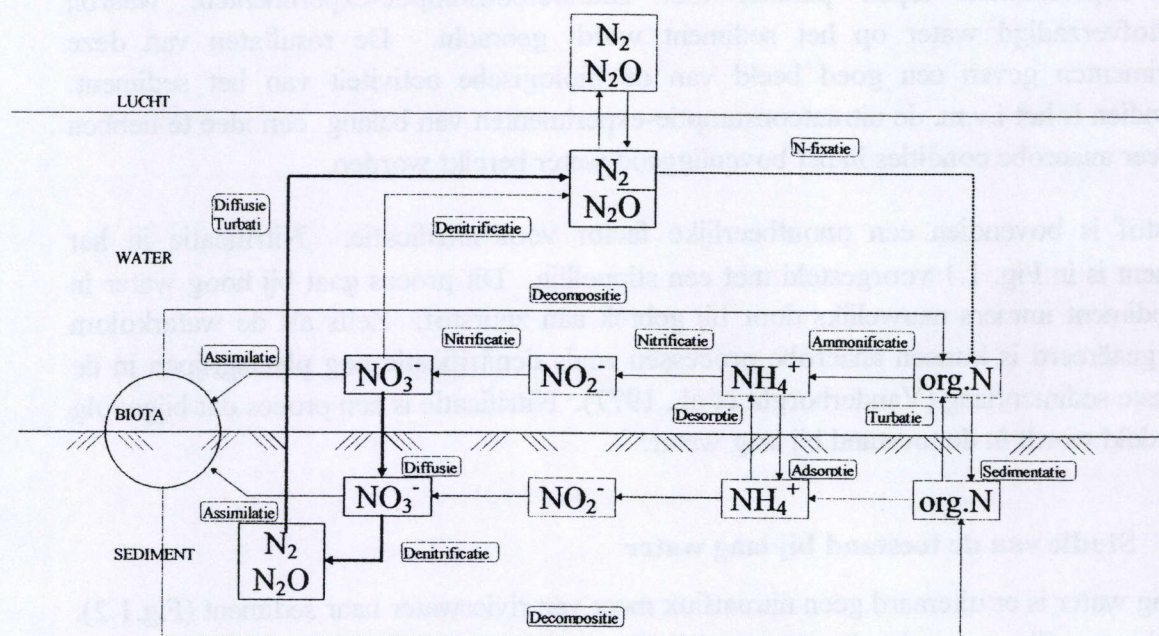


Fig 1.1: Stikstofcyclus bij hoog water

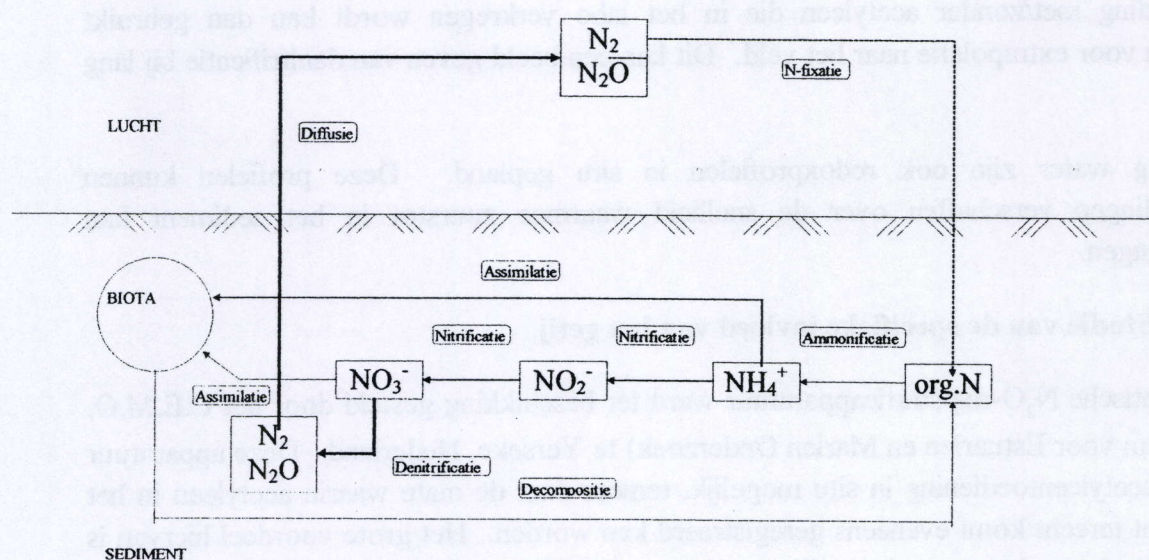


Fig. 1.2: Stikstofcyclus bij laag water

Nitraat kan in de waterlaag reeds gedenitrificeerd worden. Om dit zoveel mogelijk te vermijden zal gedemineraliseerd water i.p.v. rivierwater gebruikt worden.

Deze experimenten lopen parallel met zuurstofconsumptie-experimenten, waarbij zuurstofverzadigd water op het sediment wordt gebracht. De resultaten van deze experimenten geven een goed beeld van de biologische activiteit van het sediment. Bovendien is het i.v.m. de nitraatconsumptie-experimenten van belang een idee te hebben wanneer anaerobe condities in het bovenliggend water bereikt worden.

Zuurstof is bovendien een onontbeerlijke factor voor nitrificatie. Nitrificatie in het sediment is in Fig. 1.1 voorgesteld met een stippellijn. Dit proces gaat bij hoog water in het sediment immers nauwelijks door bij gebrek aan zuurstof. Zelfs als de waterkolom goed geaëreerd is kunnen anaerobe processen zoals denitrificatie nog plaatsgrijpen in de bovenste sedimentlaag (Vanderborght et al., 1977). Nitrificatie is een proces dat bijgevolg behandeld wordt in de toestand bij laag water.

1.4.2 Studie van de toestand bij laag water

Bij laag water is er uiteraard geen nitraatflux meer van rivierwater naar sediment (Fig. 1.2). De enige aanrijking van de nitraatvoorraad gebeurt door nitrificatie, of door depositie uit de lucht. Depositie uit de lucht vormt echter een verwaarloosbare fractie (Fisher & Oppenheimer, 1991).

Bij laag water werden in situ N_2O -fluxbepalingen gepland. Sedimentkernen worden naar het labo gebracht, waar de fluxbepalingen herhaald worden met en zonder acetyleen. De verhouding met/zonder acetyleen die in het labo verkregen wordt kan dan gebruikt worden voor extrapolatie naar het veld. Dit kan een beeld geven van denitrificatie bij laag water.

Bij laag water zijn ook redoxprofielen in situ gepland. Deze profielen kunnen aanduidingen verschaffen over de snelheid waarmee zuurstof in het sediment kan doordringen.

1.4.3. Studie van de specifieke invloed van het getij

Automatische N_2O -registratieapparatuur werd ter beschikking gesteld door het C.E.M.O. (Centrum voor Estuarien en Marien Onderzoek) te Yerseke, Nederland. Deze apparatuur maakt acetyleentoediening in situ mogelijk, temeer daar de mate waarin acetyleen in het sediment terecht komt eveneens geregistreerd kan worden. Het grote voordeel hiervan is dat de resultaten kunnen gekoppeld worden aan de efficiëntie van de acetyleenpenetratie.

Naast de automatische N_2O -registratieapparatuur kan door het C.E.M.O. eveneens een mesocosmos ter beschikking gesteld worden, een recipiënt met een oppervlakte van ongeveer 3×1 m en een hoogte van ongeveer 1 m, waarin getijwerking wordt nagebootst. De overspoelingsfrequentie van het in de mesocosmos aanwezige sediment kan worden geregeld. Daardoor wordt samen met het gebruik van de N_2O -registratieapparatuur een reeks experimenten mogelijk waarin de specifieke invloed van het getij wordt onderzocht.

2 MATERIAAL EN METHODEN

2.1 ALGEMENE BASISINFORMATIE

De eigenlijke studie werd voorafgegaan of begeleid door een aantal werkzaamheden, die tot doel hadden de resultaten van de studie beter te kunnen extrapoleren naar de Zeeschelde in haar totaliteit. Deze werkzaamheden worden hierna kort besproken.

2.1.1 Centralisatie van de data van de Zeeschelde tot één geïnformatiseerd bestand

In eerste instantie werden de bestaande data betreffende de basiswaterkwaliteit van de Zeeschelde gecentraliseerd tot een geïnformatiseerd 'access'-bestand. De samenstelling van dit bestand is weergegeven in Tabel 2.1.

2.1.2 Maandelijks bootcampagne

Vanaf december 1995 werd maandelijks een bootcampagne georganiseerd waarbij de basiswaterkwaliteit van de Zeeschelde werd onderzocht. De monsterpunten zijn volgens hun afstand tot de monding gesitueerd in Fig. 2.1. Een overzicht van de monsterpunten is weergegeven in Tabel 2.2.

De monsternamen gebeurde vanop een schip in het midden van de rivier. De waterstand was voor de verschillende vaardagen niet constant. Dit kwam doordat de boottochten dienden aan te sluiten op de vaardagen van het schip 'De Luctor' dat voor soortgelijke monitoring de Westerschelde bevaarde. Dit maakte selectie van de vaardagen volgens een gelijkmatig getijniveau onmogelijk.

Watertemperatuur, specifieke geleidbaarheid, saliniteit, opgeloste zuurstof (mg L^{-1} en %), pH, redoxpotentiaal, turbiditeit en diepte t.o.v. het oppervlak werden bepaald d.m.v. een datasonde van het merk HYDROLAB. De zuurtegraad en de specifieke geleidbaarheid werden eveneens in het labo bepaald met een WTW 537-, resp. WTW LF91 electrode. DTC, DIC en DOC werden geanalyseerd met een 'SHIMADZU TOC-analyser'. Chloride, nitraat, ammonium, nitriet, orthofosfaat en sulfaat werden bepaald d.m.v. een 'Skalar autoanalyser'. Kjeldahl-stikstof en totaal fosfor werden na destructie eveneens bepaald d.m.v. een 'Skalar autoanalyser'. BZV werd bepaald volgens de norm NBN 407. Siliciumoxide werd bepaald m.b.v. ICP.

Tabel 2.1: Voorstelling van de verschillende databronnen

Bron	Jaar	Monsterpunten (km t.o.v. Vlissingen)	Monstername	Meetfrequentie (f) per parameter*														
				t°	pH	Cl ⁻	O ₂	BZV	CZV	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	Kj-N	PO ₄ ³⁺	tot-P	Spm	chl a	
Massart	1904	62,5	O?			I												
Van Meel	1940	62,5	O?			II												
Gillard	1946 - 1948	157	O	V	II-III	II-III	I											
Van Meel	1951	63	O?	T	T	T	T			T	T		T	T				
Leloup	1952	62,5; 63	O?			T												
& Konietzko	1953	61,5		T	T	T	T											
Van Meel	1957	63	O?	T	T	T												
R.I.K.Z.	1964 - 1970	57	B	V	V	V	V	V				V						
	1971 - 1981	57	B	V	V	V	V	V		V		V	V	V	III-V			
	1982 - 1997	57	B	V	V	V	V	V	I	V	V	V	V	V	V	V	V	
De Pauw	1967 - 1969	57,5; 61,5; 63,5; 64,5; 67,5; 74; 78; 85,5; 89,5; 97,5; 108,5; 121,5; 135; 147; 157	B + O	V + T	V (+ T)	V + T	V + T	I - III		V	V	V		V	V			
		60; 62,5; 65,5; 68,5; 69; 71,5; 75,5; 83; 87,5; 101	B + O	I - II	I - II	I - II	I - II			I - II	I - II	I - II		I - II	I - II			
A.M.S.	1972 - 1986	57; 65,5; 78; 83	B**	V***	V	V	V	V		V	V	V	V	V				
		158	B	IV	IV	IV	IV	IV		IV	IV	IV	IV	IV				
	1972 - 1973	73,5	B	V	V	V	V	V		V	V	V	V	V				
	1976	87,5	B	V	V	V	V	V		V	V	V	V	V				
U.L.B.	1975 - 1978	57,5; 59,5; 61,5; 64,5; 66,5; 68,5; 71,5; 73,5; 76,5; 79; 81; 83; 85; 87,5; 89,5; 92; 94; 97,5; 100,5; 103,5; 108,5; 115; 119; 121,5	B	II	II	II	II			II	II	II						
				II	II	II	II			II	II	II						
				II	II	II	II			II	II	II						
U.L.B.	1982 - 1983	57,5; 59,5; 61,5; 64,5; 66,5; 68,5; 71,5; 73,5; 76,5; 79; 81; 83; 85; 87,5; 89,5; 92; 94; 97,5; 100,5; 103,5; 108,5; 115; 119; 121,5	B	II		II	II			II		II						
				II		II	II			II		II						
				II		II	II			II		II						

* : t° = temperatuur; BZV = biochemische zuurstofvraag (5 dagen); CZV = chemische zuurstofvraag; Kj-N = Kjeldahl-stikstof; tot-P = totaal fosfaat; Spm = zwevende stof; chl a = chlorofyl a

** : B = monsternamen uitgevoerd vanop een boot; O = monsternamen uitgevoerd vanop de oever; ? = vermoedelijk

*** : I = f < 4 dagen per jaar; II = 4 ≤ f < 12 dagen per jaar; III = 12 ≤ f < 20 dagen per jaar; IV = III maar met verschillende herhalingen per dag; V = f > 20 dagen per jaar; T = getijcyclus; M = meetcampagne van verschillende dagen met 1 of meer metingen per dag

Tabel 2.1: Voorstelling van de verschillende databronnen (vervolg)

Bron	Jaar	Monsterpunten (km t.o.v. Vlissingen)	Monstername	Meetfrequentie (f) per parameter*													
				t°	pH	Cl ⁻	O ₂	BZV	CZV	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	Kj-N	PO ₄ ³⁺	tot-P	Spm	chl a
I.H.E.	1986 - 1990	54,5	O	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V
	1976 - 1985	55	O	II	II	II	II	II	II	II	II	II	I-II	II	I-II	II	I-II
	1985 - 1991	57	B	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V
	1987 - 1991	57,5	O	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III
	1976 - 1983	87,5; 85,5; 115; 128	O	II	II	II	II	II	II	II	II	II	I	II	I	I	
	1980 - 1981	85; 88; 92; 108,5; 121,5; 133; 140; 144; 147	O	I	I		I		I	I	I	I		I			
	1984 - 1991	85; 121,5	O	II	II	II	II	II	II	II	I-II	II	II	II	II	I	I-II
	1977 - 1978	92; 121,5; 140; 147	O	II	II	II	II	II	II	II	I	II				I	
	1977 - 1991	153	O	II	II	II	II	II	II	II	II	II	I-II	II	I-II	I	I-II
	V.M.M.	1989 - 1996	57,5; 65,5; 78; 87,5; 101; 111; 121,5; 130; 147; 153	O	II	II	II	II		II	II	II	II		II	II	
V.M.M.	1995	62,5; 63	O			M				M	M		M		M	M	
I.N. (OMES)	1995 - 1997	57,5; 63; 71,5; 78,5; 85; 88; 94; 97,5; 111; 118; 121,5; 127; 133; 140; 147; 155	B	III	III	III	III	III		III	III	III	III	III	III	III	III

* : t° = temperatuur; BZV = biochemische zuurstofvraag (5 dagen); CZV = chemische zuurstofvraag; Kj-N = Kjeldahl-stikstof; tot-P = totaal fosfaat; Spm = zwevende stof; chl a = chlorofyl a

: B = monstername uitgevoerd vanop een boot; O = monstername uitgevoerd vanop de oever

: I = f < 4 dagen per jaar; II = 4 ≤ f < 12 dagen per jaar; III = 12 ≤ f < 20 dagen per jaar; IV = III maar met verschillende herhalingen per dag; V = f > 20 dagen per jaar; T = getijcyclus; M = meetcampagne van verschillende dagen met 1 of meer metingen per dag

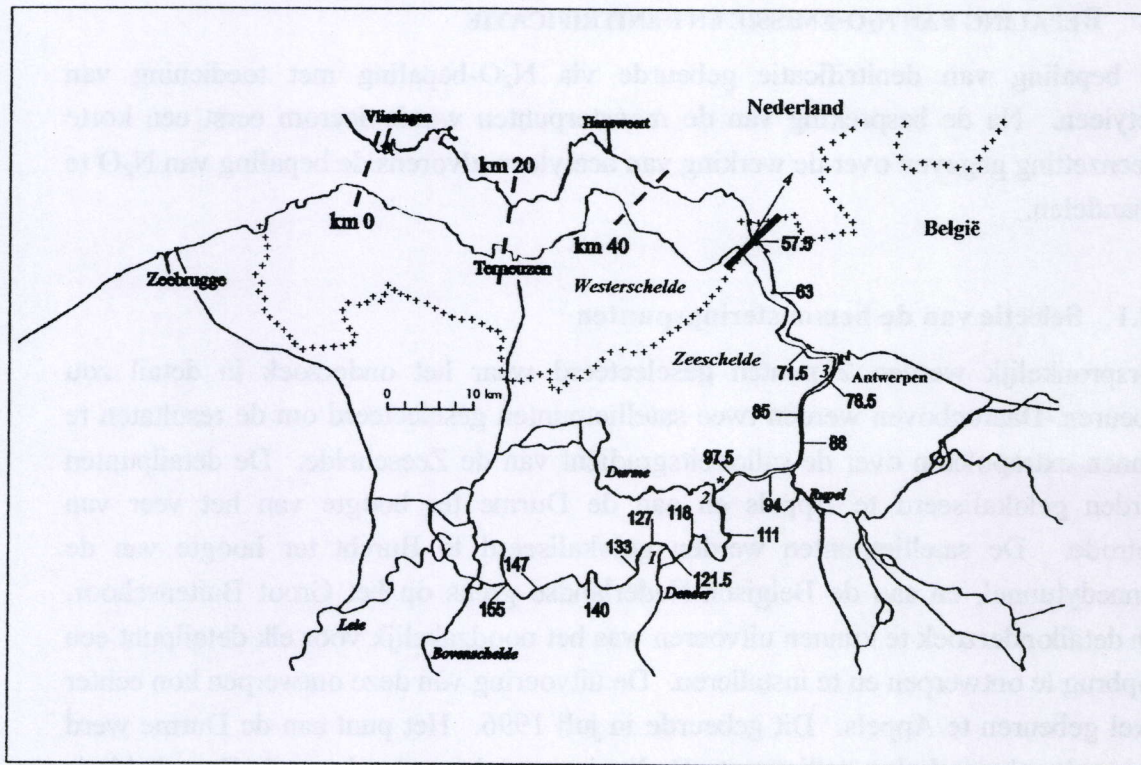


Fig. 2.1: Kaart van het Schelde-estuarium (de monsterpunten van de bootcampagne zijn weergegeven a.h.v. hun afstand tot de monding in km; 1 = Appels, 2 = Durme, 3 = Burcht, 4 = Groot Buitenschoor; * = monsterpunt 13-uursmetingen: 'Schorren van de Durme')

Tabel 2.2: Lijst van monsternamepunten van de maandelijkse bootcampagnes

Plaats	Herkenningpunt	Afstand tot de monding (km)
Belgisch-Nederlandse grens	Boei 87	57,5
Liefkenshoek	Boei 92	63,0
Boerenschans	Boei 105	71,5
Antwerpen	Steen	78,5
Kruikeke	veer	85,0
Bazel	veer	88,0
Steendorp	kerk	94,0
Temse	brug	97,5
St.-Amands	kerk	111,0
Vlassenbroek	kapel	118,0
Dendermonde	ponton	121,5
St.-Onolfs	"Bocht van Damme"	127,0
Appels	veer	133,0
Uitbergen	brug	140,0
Wetteren	baanbrug	147,0
Melle	brug	155,0

2.2 BEPALING VAN N_2O -EMISSION EN DENITRIFICATIE

De bepaling van denitrificatie gebeurde via N_2O -bepaling met toediening van acetyleen. Na de bespreking van de monsterpunten wordt daarom eerst een korte uiteenzetting gegeven over de werking van acetyleen alvorens de bepaling van N_2O te behandelen.

2.2.1 Selectie van de bemonsteringspunten

Oorspronkelijk werden 2 punten geselecteerd waar het onderzoek in detail zou gebeuren. Daarenboven werden twee satellietpunten geselecteerd om de resultaten te kunnen extrapoleren over de saliniteitsgradiënt van de Zeeschelde. De detailpunten werden gelokaliseerd te Appels en aan de Durme ter hoogte van het veer van Tielrode. De satellietpunten werden gelokaliseerd te Burcht ter hoogte van de Kennedytunnel, en aan de Belgisch-Nederlandse grens op het Groot Buitenschoor. Om detailonderzoek te kunnen uitvoeren was het noodzakelijk voor elk detailpunt een loopbrug te ontwerpen en te installeren. De uitvoering van deze ontwerpen kon echter enkel gebeuren te Appels. Dit gebeurde in juli 1996. Het punt aan de Durme werd daarom beschouwd als satellietpunt. De ligging van de punten langs de Zeeschelde is te zien in Fig. 2.1.

Te Appels werden 4 punten gekozen langsheen de verticale gradiënt. Vermits de loopbrug omwille van de scheepvaart niet kon doorgetrokken worden tot het laagwaterniveau kon geen punt gekozen worden tegen de laagwaterlijn. De deelpunten waren:

- Punt 1: laagst gelegen punt op het slik
- Punt 2: hoger gelegen punt op het slik
- Punt 3: gelegen ter hoogte van de biezengordel in een onbegroeide zone
- Punt 4: gelegen op het schor aan de rand van de wilgengordel

2.2.2 Werking van acetyleen

Acetyleen is een gas dat onder een partiële druk van 10 kPa de laatste stap van denitrificatie inhibeert, zijnde de reductie van N_2O tot N_2 . Acetyleen blokkeert hierbij het N_2O -reductase enzym. De accumulatie van N_2O is hierbij een maat voor denitrificatie. Bij een partiële druk van 10 Pa of hoger inhibeert acetyleen nitrificatie. Dit impliceert dat bij een druk van 10 kPa niet enkel de reductie naar N_2 maar tevens nitrificatie wordt geïnhibeerd. Een grondiger uiteenzetting over de gevolgen van het gebruik van acetyleen komt verder aan bod in de discussie.

2.2.3 Monsternamen van N_2O

2.2.3.1 Methode 1: Fluxbepaling *in situ* - Gasstaalname met de 'gesloten box'-methode

Het principe van de 'gesloten-box'-methode bestaat erin, een box bovenop het sediment te plaatsen en de geëmitteerde N_2O erin te laten accumuleren. De 'box' bestond uit een PVC-cilinder met een binnendiameter van 15 cm en een hoogte van 12,5 cm. Bovenaan was de cilinder voorzien van een schroefdraad, waardoor de box luchtdicht kon worden afgesloten met een PVC-deksel. Door een gat in het midden van dit deksel werd een gasstaalnamesysteem aangebracht. Een rubberstop doorboord door een glazen staafje met septum vormde dit gasdicht bemonsteringssysteem.

De 'gesloten box' werd gebruikt voor veldmetingen. De PVC-cilinder werd voorzichtig 5 cm diep in het sediment gebracht. Zodoende werd een bodemoppervlak van $0,01767 \text{ m}^2$ bedekt. Het deksel op de box draaien net voor de eerste gasbemonstering bleek teveel verstoring van het sediment met zich mee te brengen. Daarom werd vlak voor de eerste meting het septum op het glazen buisje aangebracht. Het totaal gasvolume in de 'box' bedroeg hiermee 1149 ml. Op de tijdstippen $t = 0$, $t = 30 \text{ min}$ en $t = 60 \text{ min}$ werden gasmonsters genomen. De monsternamen gebeurde d.m.v. een dubbele naald, die aan de ene zijde door het septum gestoken werd. Via de andere zijde werd de gasfase in verbinding gesteld met een 'vacutainer'. Dit is een vacuüm getrokken proefbuisje met een septum. De gasstalen werden hierin bewaard tot analyse via de gaschromatograaf in het laboratorium.

2.2.3.2 Methode 2: Fluxbepaling in het laboratorium - Gasstaalname met de 'soil core'-methode

De 'soil core'-methode houdt in dat sediment voor fluxbepalingen naar het labo wordt gebracht. Het sediment werd bemonsterd op dezelfde plaats waar vlak voordien de fluxbepaling 'in situ' was uitgevoerd via de 'gesloten box'-methode. Een PVC cilinder (diameter 5,5 cm, hoogte 8,5 cm) werd tot op een diepte van 8,5 cm in het sediment gestoken. De cilinder met sediment werd voorzichtig uitgegraven en onderaan van een deksel voorzien. Op die manier kon de intacte sedimentcilinder ('soil core') naar het labo worden getransporteerd. Daar werd de sedimentcilinder onmiddellijk in een glazen recipiënt geplaatst (volume 1 liter) en met een deksel gasdicht afgesloten. Het volume van de gasfase bedroeg dan 0,798 liter. In het deksel was hetzelfde gasstaalnamesysteem aangebracht als beschreven in hoofdstuk 2.3.1. De gasmonsternamen verliep verder zoals beschreven in hoofdstuk 2.3.1.

Zoals blijkt uit de literatuur wordt denitrificatie dikwijls bepaald door combinatie van methode 1 en 2. Daarbij wordt in eerste instantie de verhouding tussen N_2O -emissie *in situ* en in het laboratorium bepaald. Vervolgens wordt de verhouding van de resultaten van methode 2 met en zonder toevoeging van acetyleen teruggerekend naar

in situ -omstandigheden volgens de eerder bekomen verhouding van de N₂O-emissiewaarden. Deze methode werd gehanteerd voor de bepaling van denitrificatie bij laag water.

2.2.3.3 Methode 3: Gasstaalname uit incubatie-recipiënten

Voor laboratoriumexperimenten werden recipiënten gebruikt die gasdicht konden afgesloten worden met een septum. De recipiënten waren glazen flessen. Wegens de onregelmatige vorm van de flessen bleek het onmogelijk het volume op een meetkundige wijze te bepalen. Van 10 recipiënten werd daarom het volume via een gewichtsbepaling gemeten. Dit gaf als resultaat:

$$V_{fles} = 218,4 \pm 0,8 \text{ ml}$$

De oppervlakte van de horizontale binnendoorsnede van de flesjes bedroeg 15,8 cm². Vermits het staal uit de gasfase werd genomen diende rekening gehouden te worden met het toegevoegde substraat en de toegevoegde oplossing.

$$V_{gas} = V_{fles} - V_{sediment} - V_{oplossing}$$

Het volume toegevoegde oplossing bedroeg steeds 40 ml. Het substraatvolume werd voor elke monstername empirisch bepaald.

2.2.4 N₂O-bepaling

2.2.4.1 Gaschromatografie

Een CHROMPACK®-gaschromatograaf Model 437A, uitgerust met een Alltech Chromosorb 102-kolom en een Ni-63 'electron capture'-detector (ECD) werd gebruikt om de componenten van de gasmonsters te scheiden en te quantificeren.

Een bijhorend softwarepakket voerde automatisch de integratie van de piekoppervlakten van het chromatogram uit. De eerste piek die op het chromatogram wordt waargenomen is een drukpiek, aangezien de oppervlakte niet varieert met de ingebrachte volumes gas. De tweede piek is te wijten aan de hoeveelheid N₂O in het gasmonster. Deze piek heeft meestal een perfect gaussiaanse vorm, behalve wanneer zich ook acetyleen in het gasmonster bevindt. Acetyleen veroorzaakt een piek die zich onmiddellijk na de N₂O-piek situeert en er in de meeste gevallen mee overlapt, zij het slechts in geringe mate.

De gasmonsters werden ingespoten met 'Hamilton-GASTIGHT®' syringes, voorzien van een gasdichte afsluitkraan, waardoor de verliezen tot een absoluut minimum herleid werden. De aanwezigheid van water in een gasmonster veroorzaakt

belangrijke interferentie met de bijhorende N_2O -piek. Het vermijden van waterdamp in de injectiespuiten is dan ook een punt waar veel aandacht werd aan besteed. Wanneer de aanwezigheid van water in een spuit werd opgemerkt werd deze vooraf gedroogd.

2.2.4.2 Calibratie van de analyse

Als standaardgas werd 51.4 ± 2 ppmv N_2O in helium gebruikt. Verschillende volumes standaardgas werden ingespoten om een calibratiecurve te kunnen opstellen. De calibratiecurve werd bekomen via lineaire regressie volgens de methode der kleinste kwadraten. Er werd een bereik toegepast gaande van 10 tot 1000 μL . Een voorbeeld van een calibratiecurve waarbij de injectie van elk volume standaardgas 3x herhaald werd is te zien in Fig. 2.2. Van 10 μL tot 100 μL werd een injectiespuit van 100 μL gebruikt, van 100 μL tot 1000 μL werd een van 1000 μL gebruikt. Het piekoppervlak bij inspuiten van 100 μL was steeds kleiner bij gebruik van een 1000 μL spuit t.o.v. een 100 μL spuit. Bij hogere volumes (500 en 1000 μL) werden de piekoppervlakken bovendien relatief geringer. Daarom werd bij de berekening van de resultaten geopteerd voor het gebruik van 2 regressierechten van elk 4 punten, de eerste voor de spuit van 100 μL , de tweede voor de spuit van 1000 μL . De regressierechten werden steeds zo geconstrueerd dat ze door het nulpunt gingen. Ondanks het grote bereik van de calibratiecurve vielen de piekoppervlakken van de gasmonsters er in sommige extreme gevallen toch buiten. In dat geval werd extrapolatie toegepast.

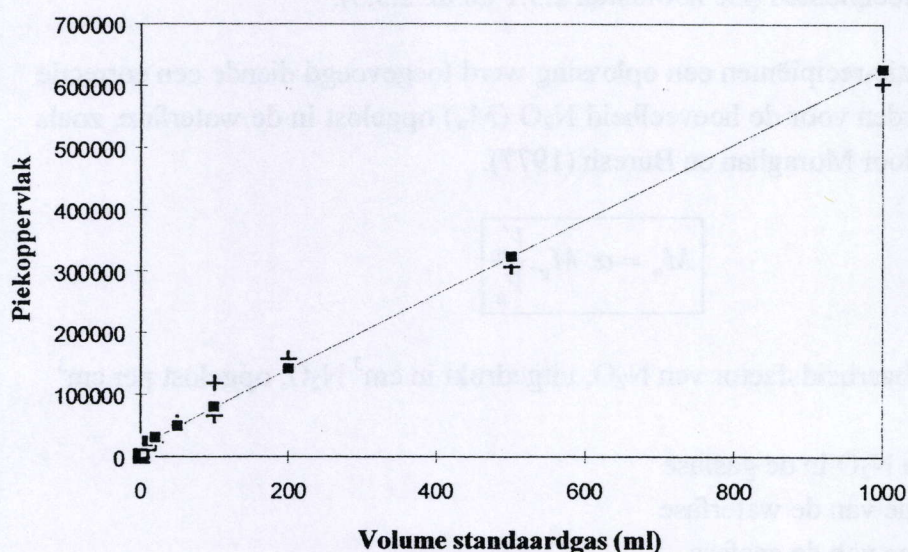


Fig. 2.2: Calibratiecurve gaschromatografie

2.2.4.3 Berekening van de hoeveelheid N_2O in het gasmonster

De omrekening van een piekoppervlak naar de overeenkomstige massa N_2O -N gebeurde als volgt:

Aangezien 1000 μL standaardgas 51,4 nL N_2O bevat, kan via de ideale gaswet

$p \cdot V = n \cdot R \cdot T$ de overeenkomstige massa N_2O berekend worden.

met p = druk van het standaardgas (Pa)
 V = volume N_2O gas (L)
 n = aantal mol N_2O gas
 R = universele gasconstante ($L \text{ Pa mol}^{-1} K^{-1}$)
 T = gastemperatuur (K)

1 mol gas heeft bij 1013 hPa en 25°C of 298,15 K een volume van 24,45 L. De omzetting van 51,4 μL N_2O L^{-1} naar μg N_2O L^{-1} gebeurde als volgt:

$$\frac{51,4 \mu L N_2O \cdot L^{-1} \cdot 44,0128 \mu g \cdot \mu mol^{-1}}{24,45 \mu L \cdot \mu mol^{-1}} = 92,53 \mu g N_2O \cdot L^{-1}$$

1 mL standaardgas bevatte dus 92,53 ng N_2O .

Met behulp van de regressierechten werden de piekoppervlakten omgezet naar ng N_2O . Hierbij weze opgemerkt dat de invloed van temperatuurschommelingen niet kon verwaarloosd worden (20°C variatie geeft een afwijking van 7%).

De bekomen resultaten werden dan teruggerekend aan de hand van de dimensies van de gasaccumulatierecipiënten (zie hoofdstuk 2.3.1 t.e.m. 2.3.3).

Wanneer in incubatie-recipiënten een oplossing werd toegevoegd diende een correctie aangebracht te worden voor de hoeveelheid N_2O (M_w) opgelost in de waterfase, zoals werd aangetoond door Moraghan en Buresh (1977).

$$M_w = \alpha \cdot M_g \cdot \frac{V_w}{V_g}$$

met α = oplosbaarheidsfactor van N_2O , uitgedrukt in cm^3 N_2O , opgelost per cm^3 H_2O
 M_g = massa N_2O in de gasfase
 V_w = volume van de waterfase
 V_g = volume van de gasfase

α is functie van de temperatuur t (°C) en gelijk aan:

$$0,725606 + 0,038261.t$$

2.2.5 Experimentele opzet

De 'gesloten box'-methode werd toegepast in het veld. Te Appels werden per punt 4 herhalingen uitgevoerd, op de detailpunten werden 4 of 6 herhalingen uitgevoerd. Dit luik van het onderzoek kan worden onderverdeeld in 2 perioden.

In de eerste periode werd methode 1 steeds gecombineerd met methode 2, met hetzelfde aantal herhalingen. Methode 2 werd in het labo toegepast zonder en met 10 kPa acetyleentoediening. Acetyleen werd hiertoe toegevoegd na het wegnemen van 10% van de gasfase, waarna de druk terug tot atmosferedruk gebracht werd met acetyleengas. De verhouding tussen de N₂O-flux bepaald zonder resp. met 10 kPa acetyleen werd gebruikt om via de resultaten van de veldmetingen van de N₂O-flux de *in situ*-denitrificatiewaarden te berekenen. Deze hele procedure werd te Appels om de 2 à 3 weken herhaald, op de satellietpunten elk seizoen. Hiermee kon de temporele variatie onderzocht worden.

In de tweede fase werd methode 2 achterwege gelaten. In plaats daarvan werd methode 1 gecombineerd met de methode 3 waarbij de gasstaalname gebeurde uit recipiënten in het labo. Dit gebeurde omdat methode 3 perfect combineerbaar was met nitraatconsumptie-experimenten uitgevoerd in hetzelfde soort recipiënten. Deze opzet werd ook tijdens enkele verkennende experimenten gebruikt.

Bij methode 1 en 2 werd de gasconcentratie in de 'headspace' om het half uur of om het uur bepaald, gedurende 1,5 à 3 uur. Bij methode 3 werd de gasconcentratie gedurende 3 dagen dagelijks bepaald op minstens 3 replica. De maximale flux kwam telkens voor tijdens de eerste of de tweede dag.

2.3 CONSUMPTIE-EXPERIMENTEN

2.3.1 Nitraatconsumptie-experimenten

Dezelfde glazen incubatierecipiënten als voor N₂O-fluxbepaling werden gebruikt. De recipiënten werden echter niet afgesloten. In elk recipiënt werd 40 g sediment gebracht. Boven het sediment werd 40 ml oplossing gebracht. Die oplossing bevatte afhankelijk van het experiment: een gekende hoeveelheid nitraat, ammonium, of een andere stof zoals b.v. glucose, of enkel gedistilleerd water. Het concentratieverloop in de tijd van nitraat werd in de bovenliggende oplossing gevolgd. Daar met elk recipiënt slechts 1 analyse kon worden uitgevoerd, was om het stikstofverloop in de tijd te volgen dus een reeks recipiënten nodig. Omdat nitraatbepaling impliceerde dat eerst ammonium werd bepaald werd simultaan met het nitraatverloop ook het

ammoniumverloop in het bovenstaand water bepaald. Gebruik van open recipiënten gaat gepaard met vochtverlies en dus ook gewichtsverlies. Dagelijks werd hiervoor met gedestilleerd water gecompenseerd.

2.3.2 Zuurstofconsumptie-experimenten

40 g sediment werd in een glazen recipiënt gebracht. Gedestilleerd water werd op een magnetische roerder verzadigd tot meer dan 100 % opgeloste zuurstof. Van dit water werd 40 ml onmiddellijk maar voorzichtig bovenop het sediment gebracht. De waterlaag was ongeveer 2 cm dik. Het membraan van de zuurstofelectrode werd in het midden van de waterlaag gepositioneerd. De zuurstofafname werd daarop onmiddellijk geregistreerd. Als blanco werd zuurstofverzadigd gedestilleerd water zonder sediment gebruikt. De experimenten gebeurden steeds in een klimaatkamer met een omgevingstemperatuur van 25°C. De temperatuur van het water werd eveneens gevolgd. Tijdens de eerste minuten was de watertemperatuur iets koeler dan de omgevingstemperatuur. Deze aanvankelijke afwijking was echter nooit groter dan 4 °C.

2.4 MESOCOSMOS-EXPERIMENTEN

Gedurende de weken van 13/08/97 en 25/08/97 werden in het NIOO-CEMO te Yerseke in Nederland mesocosmos-experimenten uitgevoerd. De mesocosmos bestond uit een rechthoekige bak van ongeveer 0,6 op 1,5 m. Daarin was sediment van de Zeeschelde gebracht. De helft van het sedimentoppervlak in de mesocosmos was begroeid met biezengrassen, de andere helft was onbegroeid. De mesocosmos werd beschoven door groeilampen. Met behulp van een waterpomp en een tijdschakelaar was het mogelijk het sediment te laten overspoelen met een vooraf in te stellen frequentie. De temperatuur werd constant op 18 °C gehouden.

In het sediment waren 2 ringen met een diameter van 21 cm geïnstalleerd. Op die ringen konden koepels geplaatst worden om gasemissies op te vangen. De hoogte van de gebruikte koepels bedroeg ongeveer 80 cm. De hoogste waterstand bedroeg 16 cm boven de onderste rand van de koepels.

De koepels konden via teflon leidingen gasdicht verbonden worden met een FAD (foto-akoestische detector) van het merk 'Brüel & Kjaer type 1302'. De detector bepaalde in de 'headspace' om de 2 minuten N₂O, acetyleen, CH₄, CO₂ en water.

Acetyleen kon worden toegevoegd door een gasdichte voorraadzak aan te sluiten op een driewegkraan.

Het overspoelend water was leidingwater waarvan het nitraat- en ammoniumgehalte vooraf was bepaald. Het nitraatgehalte werd daarna constant (d.w.z. via dagelijkse tot

tweedagelijkse correcties) op 10 mg N L^{-1} gehouden. De pH van het water bedroeg 8,45 tot 8,90, specifieke conductiviteit 546 mS.cm^{-1} .

In het sediment waren 'seepers' geïnstalleerd die toelieten interstitieel water te collecteren zonder het sediment te verstoren. Het gecollecteerde volume bedroeg enkele ml hetgeen echter te weinig was om stikstofcomponenten te kunnen bepalen. Op het ogenblik van de experimenten was immers enkel de stoomdestillatietechniek voorhanden die minstens 10 ml behoeft. DOC in het interstitieel water was vrij hoog: tussen 100 en 200 mg L^{-1} .

2.5 KARAKTERISATIE VAN SEDIMENT EN WATER

2.5.1 Staalname van sediment en water

Het sediment voor de experimenten en karakterisatie-analyses werd als volgt bemonsterd. In de onmiddellijke omgeving van de veldinstallatie werd 'random' sediment verzameld tot een gewicht van minstens 2 kg. Daarbij werden met een schopje sedimentcilinders uit het oppervlak gehaald. Er werd bemonsterd tot op een diepte van 10 cm. De stalen werden in PVC recipiënten naar het laboratorium getransporteerd waar ze werden gehomogeniseerd. Analyses voor de veldkarakterisatie en laboratoriumexperimenten werden uitgevoerd met vers sediment.

Rivierwater werd bemonsterd vanop de oever ter hoogte van de veldinstallatie. Transport naar het laboratorium gebeurde in een PVC fles van 1 liter. In afwachting van de analyse werden de stalen op 4°C gehouden.

2.5.2 Interstitieel water

Interstitieel water van een sediment werd bekomen als supernatans na centrifugatie op 4000 toeren/min. gedurende 10 min.

2.5.3 Sedimentextractie

Een sedimenthoeveelheid van 40 g werd vooraf goed gemengd met 30 ml 3N KCl. Het mengsel werd gedurende 1 uur op een mechanisch schudtoestel gezet, en gecentrifugeerd aan een snelheid van 4000 toeren/min. gedurende 10 minuten. Van het supernatans werd 20 ml genomen voor analyse.

2.5.4 Analyses

2.5.4.1 'In situ'-temperatuur van water en sediment

De temperatuur van de bovenste sedimentlaag werd gemeten m.b.v. een sediment thermometer. De kwikbol werd op 2 cm diepte aangebracht. Na 5 minuten werd de temperatuur afgelezen. De temperatuur van het rivierwater werd ter plaatse bepaald met een thermometer die ingebouwd was in de zuurstofmeter.

2.5.4.2 Vochtgehalte

Het totale vochtgehalte van sediment werd bepaald door een hoeveelheid sediment te drogen bij 105 °C in een droogstoof tot constante massa werd bereikt. Het vochtgehalte werd uitgedrukt in g H₂O/100 g droog sediment.

2.5.4.3 pH-bepaling

pH-bepaling van sediment gebeurde door een hoeveelheid sediment in een beker te brengen, waarna een hoeveelheid gedestilleerd water werd toegevoegd aan een gewichtsverhouding van 5/1 (water/sediment). De suspensie werd even omgeroerd en na 18 uur werd de pH bepaald m.b.v. een glaselectrode. Deze methode werd beschreven door Verloof (1988). De pH van rivierwater werd zonder voorafgaande behandeling bepaald m.b.v. een glaselectrode. De meetapparatuur was een C 832 van het merk CONSORT.

2.5.4.4 Redoxpotentiaal

Een permanente installatie van redoxelectroden te Appels werd uitgevoerd. Ten einde het risico voor wegspoelen wegens de enorme getijdynamiek te verminderen werden statieven ontworpen. Elk statief werd voorzien van 9 elektroden die immobiel werden gefixeerd. Zo werd het mogelijk om per statief op 3 verschillende dieptes in het sediment te meten, en dit met 3 replica per diepte. De dieptes die werden gekozen waren -1 cm, -5 cm, en -10 cm. Mogelijkheden voor uitbreiding met 2 additionele dieptes werden voorzien. Op elk van de 4 punten langs de verticale gradiënt werd een statief in de bodem geslagen en aan de steiger gemonteerd.

Op de andere plaatsen werd de electrode voor elke registratie in het sediment gebracht, waarbij zo weinig mogelijk verstoring werd veroorzaakt.

De redoxpotentiaal werd bepaald met een pH/redoxmeter van het merk DIGI SENSE® met een calomelelectrode als referentieëlectrode (geregistreerde waarde = E_{cal}), en een Pt-electrode als meetelektrode. De meetwaarde t.o.v. een standaard H₂-electrode (E_h) bij 25°C wordt gegeven door: $E_h = E_{cal} + 242 \text{ mV}$.

De redoxmeting ging steeds gepaard met een meting van de sedimenttemperatuur. Een correctie van de redoxpotential t.o.v. de heersende temperatuur werd via een regelaar van het toestel manueel doorgevoerd.

2.5.4.5 Opgeloste zuurstof

De opgeloste zuurstof van het rivierwater werd bepaald m.b.v. een WTW OXI 325 zuurstofmeter. Dit toestel was uitgerust met een Clark-electrode.

2.5.4.6 Totale C-bepaling

Zolang geen bepaling mogelijk was van opgeloste koolstof werd voor het sediment een bepaling van de totale koolstof uitgevoerd. Dit gebeurde volgens de methode van Walkley & Black, op 1 g luchtdroog sediment. De methode is gebaseerd op de oxydatie van organische verbindingen met bichromaat in zuur midden. De praktische uitwerking werd beschreven door Allison (1965).

2.5.4.7 Opgeloste organische koolstof (DOC)

Van rivierwater en interstitieel water werd de DOC bepaald. Dit gebeurde m.b.v. een TOC-5000 'Total organic carbon analyser' van het merk SHIMADZU. De stalen dienden voor de analyse gefiltreerd te worden. Dit gebeurde met papierfilters. De methode is gebaseerd op de destructie van de totale koolstoffractie (DTC). Na de TOC bepaling werd een bepaling uitgevoerd van de totale mono- en bicarbonaatfractie (DIC) door aanzuring met fosforzuur. Het verschil tussen DTC en DIC gaf het DOC-gehalte.

Een test werd uitgevoerd om te zien hoeveel DOC eventueel afkomstig was van de papierfilters. Hierbij werd een hoeveelheid gedestilleerd water gefiltreerd. Het filtraat werd vergeleken met een blanco, bestaande uit ongefiltreerd gedestilleerd water. De resultaten van die vergelijking zijn weergegeven in tabel 2.3.

Tabel 2.3: Koolstof afkomstig van papierfilters t.g.v. filtratie met gedestilleerd water (n=6)

	Gemiddeld	Standaardafwijking.
DTC	0.97	0.15
DIC	0.052	0.036
DOC	0.91	0.16

De resultaten werden a.h.v. deze gemiddelde waarden gecorrigeerd.

2.5.4.8 Nitraat- en ammoniumbepaling

Op 20 ml staal (rivierwater, interstitieel water, of sedimentextract) werd via stoomdestillatie een nitraat- en ammoniumbepaling uitgevoerd. De gebruikte methode werd beschreven door Bremner (1965a). Bepaling van nitraat via deze methode impliceert dat eerst ammonium wordt omgezet tot ammoniak. Na uitdrijving en captatie kan de hoeveelheid ammoniak worden bepaald via titratie. Eens al het ammonium is weggereageerd wordt nitraat omgezet tot ammonium na toevoeging van Devarda legering. Dan wordt opnieuw de procedure van ammoniumbepaling gevolgd. Voor de bepaling werd gebruik gemaakt van manuele titratie.

Intercalibratie

Een intercalibratie van verschillende methoden om nitraat te bepalen werd uitgevoerd op een staal water van de Zeeschelde, ten einde de resultaten van de verschillende partners beter met elkaar te kunnen vergelijken. Voor dit onderzoek alleen werden 2 methoden om nitraat te bepalen gehanteerd: stoomdestillatie voor de experimenten, en een 'Skalar autoanalyser' voor de stalen van de bootcampagne en de 13-uursmetingen. Ook werden 3 manieren om stalen te bewaren vergeleken: bewaring in een koelkast bij 4 °C, bewaring via invriezen en voor analyse langzaam ontdooien, en bewaring in een koelkast bij 4 °C met toevoeging van HgCl_2 . De resultaten zijn weergegeven in Tabel 2.4.

De resultaten van de Skalar lagen zowel voor nitraat als voor ammonium hoger dan de overeenkomstige resultaten via stoomdestillatie. Omdat stoomdestillatie gepaard ging met manuele titratie lag het voor de hand te controleren of het verschil niet daaraan te wijten was. Daarom werd een vergelijking gemaakt tussen manuele titratie en pH-gestuurde autotitratie, tijdens het uitvoeren van een nitraatconsumptie-experiment. Het toestel dat voor de autotitratie gebruikt werd was van het merk Titrino. Er werd vertrokken van een gekende concentratie van 10 mg N L^{-1} . De resultaten zijn weergegeven in Fig. 2.3. Hieruit werd bevestigd dat manuele titratie een onderschatting gaf, ongeveer 1 mg L^{-1} , terwijl de autotitratie een overschatting van eveneens ongeveer 1 mg L^{-1} gaf.

Tabel 2.4: Intercalibratie van verschillende methoden om stikstof te bepalen, onder verschillende behandelingen om stalen te bewaren tot het ogenblik van analyse (stoomdest. = stoomdestilatie; eenheden: mg L⁻¹)

Tijdsduur tussen monstername en analyse	24 uur				1 week				2weken							
Behandeling	4°C		HgCl ₂ (4°C)		4°C		HgCl ₂ (4°C)		Diepvries		4°C		HgCl ₂ (4°C)		Diepvries	
Methode	Stoomdest.		Skalar		Stoomdest.		Stoomdest.		Skalar		Stoomdest.		Skalar		Stoomdest.	
NO ₃ ⁻ -N	5.7				5.8		5.8		5.85							
NO ₂ ⁻ -N	0.23				0.22		0.21		0.25							
NO ₂ ⁻ -N+NO ₃ ⁻ -N	5.25	5.93	5.25	4.9	6.02	4.9	6.01	4.2	6.1	4.9	4.55	4.55				
NH ₄ ⁺ -N	3.15	4	3.5	3.5	3.5	3.15	4	3.15	3.95	1.75	1.4	2.45				

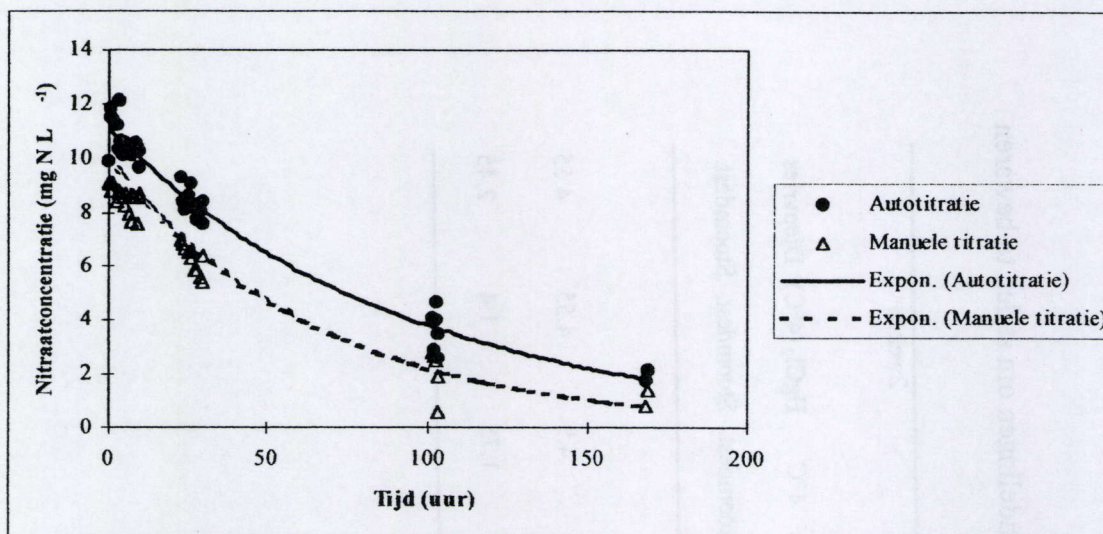


Fig. 2.3: Vergelijking tussen manuele en auto-titratie bij bepaling van nitraatconsumptie

Ongeacht de aangewende methode gaf het al dan niet toedienen van HgCl_2 slechts na 2 weken voor nitraat enig verschil. Voor ammonium waren wel verschillen merkbaar, maar deze waren niet eenduidig. De bewaring van de stalen door invriezen leverde eveneens wat verschil op t.o.v. de overige behandelingen. Niettemin was het duidelijk dat de verschillen tussen de analysemethoden groter waren dan deze tussen de manier van monsterbewaring.

De beste manier om stalen te bewaren lijkt te zijn de stalen zo vlug mogelijk te analyseren, en indien ze voor langere tijd moeten bewaard worden ze te bewaren op 4°C, met toevoeging van HgCl_2 . De resultaten van de Skalar lagen dicht bij de werkelijkheid dan deze van de stoomdestillatie.

2.5.4.9 Totale N-bepaling

Na een kjeldahl-destructie van het luchtdroge sediment werd het totale N-gehalte bepaald via stoomdestillatie. De gebruikte methode werd beschreven door Bremner (1965b).

2.6 MASSABALANS SCHOR

Een qua proefopzet enigzins apart onderdeel van deze studie omvatte de massabalansen van een schor. Oorspronkelijk werd getracht een massabalans op te stellen van de Durme. De beschikbare informatie aangaande de puntbronnen en diffuse bronnen van de verschillende stikstofvormen bleek echter te beperkt om een betrouwbare schatting van een massabalans toe te laten. Daarom werd geopteerd massabalansen uit te voeren van een individueel schor.

2.6.1 Studiegebied

Het geselecteerde schor, nl 'De Schorren van de Durme', is gelegen nabij Tielrode. De situëring van het studiegebied langs de Zeeschelde is weergegeven in Fig. 2.1. Dit schor heeft slechts één toegangseul naar de Schelde. Het schor is hoger gelegen dan het aangrenzend binnendijks gebied, waardoor kan gesteld worden dat er hoogst waarschijnlijk geen punt- of diffuse bronnen van stikstof in voorkomen. De oppervlakte is geschat op 10 ha. De massabalansen werden uitgevoerd via 13-uursmetingen.

2.6.2 Proefopzet

Het zwakke punt van alle massabepalingen van tijcyccli zijn de waterbalansen. Het watervolume is immers meestal zo groot in vergelijking met de hoeveelheden uitgewisseld materiaal, dat een kleine fout op de waterbalans zware gevolgen kan hebben op de overige massabalansen. Het is daarom belangrijk alle mogelijkheden die bestaan om fouten te verkleinen te evalueren en indien mogelijk hieraan te verhelpen. Publicaties die deze optimalisatieproblematiek behandelen zijn dan ook voorhanden.

2.6.2.1 'Flumes'

Een methode om de meetfout te verkleinen werd voorgesteld door Wolaver et al. (1985), en werd sindsdien veelvuldig toegepast (bv. Childers & Day Jr, 1988). Deze had als doel de laterale waterbeweging uit te schakelen zonder de stroming daarbij te wijzigen. In praktijk werd dit verwezenlijkt door het installeren van een zogenaamde 'flume'. Deze methode houdt in dat aan de stroom parallelle tussenschotten, bestaande uit glasvezelwanden, op 2m van elkaar in de geul worden geïnstalleerd. De lengte van de wanden hangt af van de lokatie zelf, maar bedroeg steeds tientallen meters. Een lengte van 140 m (Whiting et al., 1989) was niet eens uitzonderlijk. Pogingen om tot een zo juist mogelijk waterbalans te komen leidden er zelfs toe dat kreekwanden werden bedekt met een strak geometrisch profiel van gegalaniseerde platen (Troccaz et al., 1994). De uitvoering van zelfs de meest eenvoudige 'flumes' is uiteraard een kostelijke operatie. Er werd van deze techniek afgezien om volgende redenen. De opening in de zomerdijk was in vergelijking met situaties waar wel 'flumes' werden toegepast eerder gering van afmetingen. Het grillig patroon van de krekken in de schorren van de Durme maakt het voorts wellicht onmogelijk rechte wanden te installeren die lang genoeg zijn om laterale waterbeweging uit te sluiten. De aanwezigheid van steenbestorting is een factor die de installatie van een 'flume' enorm bemoeilijkt.

2.6.2.2 *Rechtstreekse tijmetingen*

Daarom werd besloten over te gaan tot de methode van 'rechtstreekse tijmetingen in krekken', zoals bv. werd toegepast door o.a. Valiela et al. (1978), Roman (1984), en Dankers et al. (1984). Deze methode impliceert extra aandacht voor een degelijk stroomsnelheidsprofiel, en voor een optimale bemonsteringsopzet, zowel ruimtelijk als in de tijd.

De ideale opzet volgens Spurrier & Kjerfve (1988) bestaat erin omtrent 34 cycli te bemonsteren gedurende een jaar. Dit laat niet alleen toe een schatting van de netto fluxen op jaarbasis te maken, maar eveneens de onderlinge netto fluxen (NF) per tijcyclus statistisch te toetsen voor de hypothese 'NF=0'. Met dergelijk groot aantal cycli wordt het echter quasi onmogelijk om per cyclus bepalingen uit te voeren, stel om de 20 minuten. Zelfs indien automatische bemonsteringstoestellen, zoals er bv. werden gebruikt door Jordan & Corell (1991), beschikbaar zouden zijn blijft nog de moeilijkheid om een dergelijk grote hoeveelheid stalen te verwerken. Ten einde het aantal stalen te reduceren kwamen bv. Kjerfve et al. (1981) tot de conclusie dat slechts 3 laterale punten over een marien kreektransect met een breedte van 320 m voldoende waren om binnen een aanvaardbare marge representatieve stalen voor de totale breedte te kunnen nemen. Roman (1984) gebruikte een 'dicht net van stroomsnelheidsmeters' (d.i. met intervallen van 4 m breedte en 3 dieptes in een kreek van 2m diep) om te testen of een eenvoudiger opzet kon gebruikt worden voor het bepalen van watermassabalansen. De bevindingen waren dat dit inderdaad kon mits een soortgelijk gedetailleerd stroomfluxprofiel werd uitgevoerd, op basis waarvan de vereenvoudigde meetcampagnes konden worden gepland. Bovendien zijn ook studies gekend met heel wat minder cycli (bv. Simpson et al., 1983).

Om financiële en technische redenen werd besloten massabalansen over 4 cycli uit te voeren, verspreid over een jaar. Het blijkt immers mogelijk te zijn het gering aantal cycli te compenseren door een intense bemonstering per cyclus. In de mate van het mogelijke werden de cycli zo geselecteerd dat hun onderlinge tijlhoogte dezelfde was. Tegelijk werd de tijlhoogte zo hoog mogelijk gekozen, zonder dat de bemonsteringsplaats gevaar liep te worden overstroomd. Deze lag immers onder de springvloedlijn.

2.6.3 *Inrichting van de staalnameplaats*

Het transect werd gesitueerd in de overgangszone tussen de steenbestorting van de zomerdijk en de kreekbodem. De wand van de toegangsgeul bestond hoofdzakelijk uit steenbestorting. Op het diepste punt was slib prominent aanwezig.

De geul werd ter hoogte van het transect vanop een ponton m.b.v. een kraan overspannen door een loopbrug. Deze bestond uit een damplank waarop een leuning was gelast. In Fig. 2.4 is de toegangsgeul tot het schor met de loopbrug afgebeeld.

In het diepste punt van de dwarssectie werd een bemonsteringsbuis (PVC, lengte 3m, diameter 20 cm) in verticale stand geïnstaleerd. Deze werd bovenaan vastgemaakt aan de loopbrug. De buis was over de ganse hoogte om de 0,5 m lateraal geperforeerd (diameter gaten 5 cm). Rubberslangen werden bovenaan in de buis gebracht, zodanig dat de uiteinden van de slangen uit de laterale openingen van de buis staken. Zodoende konden stalen vanop de oever d.m.v. een handpomp genomen worden over het ganse diepteprofiel van de waterkolom. Deze bemonsteringsbuis is te zien in Fig. 2.4.

2.6.4 Bepaling van de waterbalans

Om de waterbalans te kunnen berekenen was informatie nodig aangaande de geometrie van de dwarssectie van de geul, de waterstand, en de stroomsnelheid.

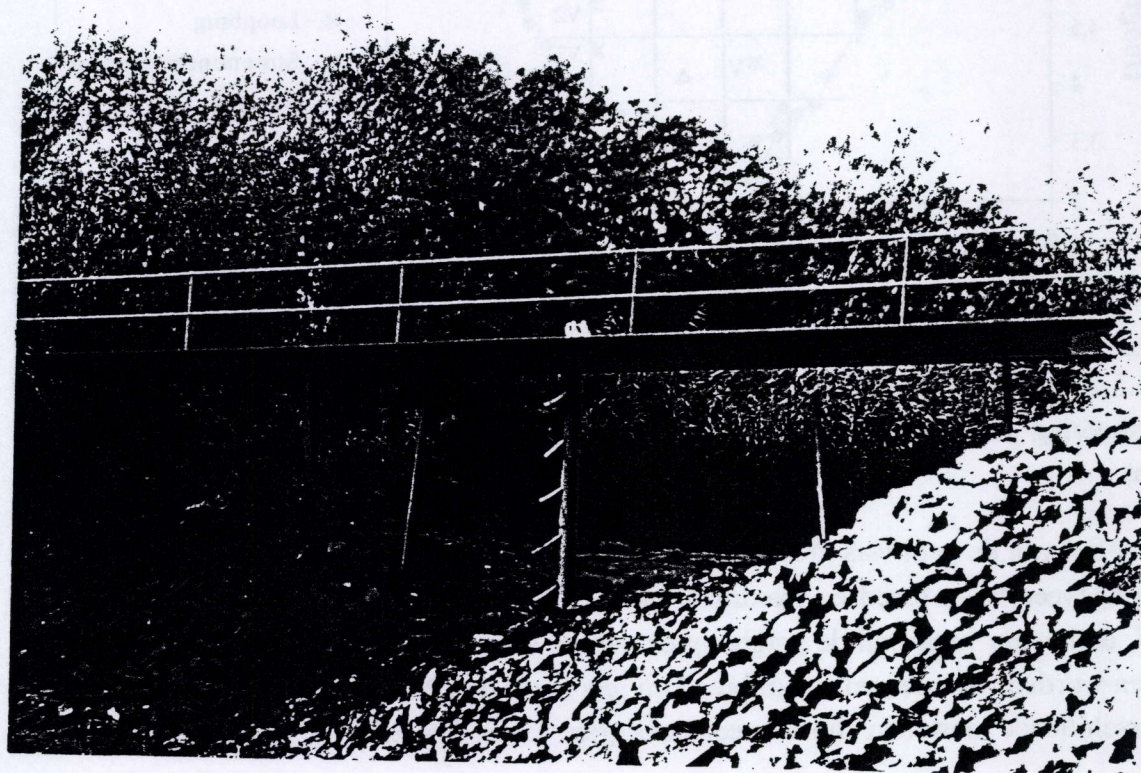


Fig. 2.4: Toegangsgeul tot 'de Schorren van de Durme', met loopbrug en monsterbuis

2.6.4.1 Geometrie van de geul

De geometrie van de geul werd door Hoffmann M. (Instituut voor Natuurbehoud, Brussel) opgemeten m.b.v. een teodoliet. Het verschil tussen de begin- en eindmeting van het altimetrisch punt Restaurant De Drie Narren bedroeg slechts 11 mm, waardoor de meting van de dwarssectie van de geul betrouwbaar kon geacht worden. De coördinaten van elk toestel dat in de geul werd opgesteld werden opgemeten. Voor de verschillende 13-uursmetingen werden de toestellen steeds op dezelfde plaats opgesteld.

De geometrie van het geultransect is weergegeven in Fig. 2.5.

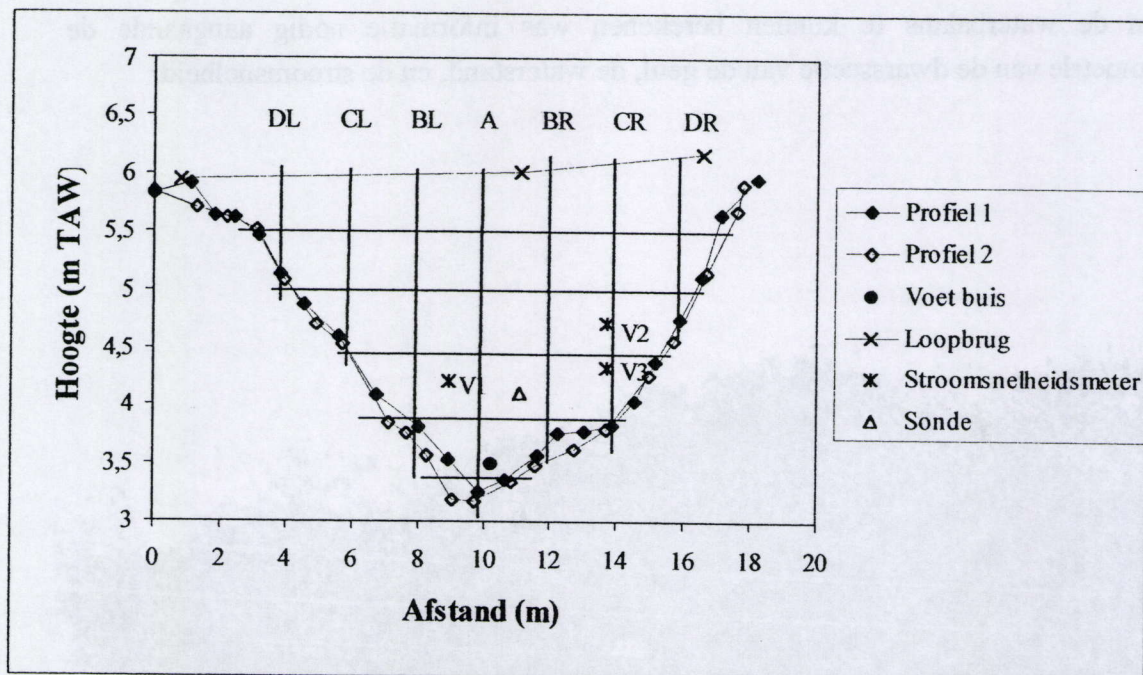


Fig 2.5: Geometrie van de toegangsgeul tot 'de Schorren van de Durme' (profielen) met situëring van apparatuur, raaien (verticale lijnen) en dieptelijnen (horizontale lijnen)

Het profiel van de geul was grofweg driehoekig. Ter hoogte van de loopbrug was de geul ongeveer 16 m breed en maximaal bijna 3 m diep. Op een hoogte van 5,5 m TAW, de hoogte waarrond de getijhoogtes van de verschillende getijcycli gesitueerd konden worden, was de geul 14 m breed en iets meer dan 2 m diep. De posities van de verschillende toestellen zijn eveneens weergegeven in Fig. 2.5.

Het transect was gesitueerd in de overgangszone tussen de steenbestorting van de zomerdijk en de kreekbodem. De wand van de geul bestond hoofdzakelijk uit steenbestorting. Op het diepste punt was slib prominent aanwezig.

2.6.4.2 Waterstand

De waterstand werd afgelezen op de bemonsteringsbuis die was voorzien van geijkte hoogtemarkeringen.

2.6.4.3 Stroomsnelheid

Bij elke 13-uursmeting werden 2 à 3 stroomsnelheidsmeters (OTT-molens) op verschillende plaatsen in het dwarstransect van de geul vast opgesteld. Deze werden met touw bevestigd aan de loopbrug. Elke OTT-molen werd in de stroming op zijn plaats gehouden d.m.v. een gewicht van 15 kg. Ze konden m.b.v. een richtvin onbelemmerd roteren om hun verticale as. De stroomsnelheid werd geregistreerd door het aantal schroefomwentelingen per interval van 5 min te registreren.

Bij één 13-uursmeting werd een additionele OTT-molen gebruikt om een gedetailleerd stroomsnelheidsprofiel op te meten. Hiervoor was de dwarssectie van de geul opgedeeld in verschillende verticale raaien. Op het diepste punt van de geul werd de centrale raai (genaamd A) gesitueerd. Het interval tussen twee opeenvolgende raaien bedroeg telkens 2 m. Per raai werd de stroomsnelheid gemeten over een diepteprofiel met een interval van telkens 0,5 m. De raaien en dieptelijnen zijn weergegeven in Fig. 2.5. De schroefomwentelingen werden tijdens het gedetailleerd profiel geregistreerd over een tijdsinterval van 2 i.p.v. 5 min. Deze tijdsperiode was korter ingesteld dan bij de vast opgestelde stroomsnelheidsmeters om toe te laten de dwarssectie verschillende malen te kunnen bestrijken.

De hoek tussen de richting van de stroomsnelheid van het oppervlaktewater, zoals die werd aangegeven door het richtroer van de stroomsnelheidsmeter, en de loodrechte op de loopbrug werd op geregelde tijdstippen (om de 20 à 30 min) geregistreerd m.b.v. een gradenboog.

Eens het water terug gedaald was tot de voet van de buis bleef steeds een zogenaamd nasijpelingsgeultje stromen. De geometrie ervan werd om het half uur opgemeten. De stroomsnelheid werd bepaald door drijvend materiaal over een afstand van 2 meter te chronometreeren.

Het dwarsprofiel van de stroomgeul werd onderverdeeld in rechthoekige deelvlakken van 2 m breedte en 0,1 m hoogte, zodanig dat een raai telkens midden van een kolom rechthoeken doorsneed. Aan de zijkant van de geul werden de rechthoeken afgeknot naargelang de afmetingen van de geul. De flux werd voor elk van deze oppervlakken geïnterpoleerd a.h.v. de gemeten waarden. Dit werd voor elk tijdsinterval van 6 min herhaald. Het patroon van het gedetailleerd stroomsnelheidsprofiel werd benut om de interpolaties van de waarden van de overige tijdcycli te optimaliseren.

2.6.5 Staalname en analyse

Een HYDROLAB-datasonde werd centraal in het dwarsprofiel van de geul opgesteld. Ze bewoog niet mee met het getij. Bij hoog water bevond ze zich dus op het diepste punt t.o.v. het oppervlak. De sonde registreerde om de 5 minuten.

Om het half uur werd het volledig diepteprofiel van de waterkolom in de geul bemonsterd via de bemonsteringsbuis. Het nasijpelingsgeultje (definitie zie hoofdstuk 2.6.4.3) werd eveneens om het half uur bemonsterd. Tezelfdertijd werd van dit geultje een waterstaal genomen en aan de datasonde gekoppeld.

De parameters die bepaald werden en de gebruikte analysemethoden zijn dezelfde als deze van de bootcampagne (cfr. supra).

2.6.6 Klimatologische omstandigheden

De klimatologische omstandigheden van de tijcycli zijn voorgesteld in Tabel 2.5.

Tabel 2.5: Klimatologische parameters tijdens de onderlinge tijcycli (dagwaarden); bron: KMI

	Temperatuur	Neerslag		Windsnelheid		Windrichting
			1 dag vroeger	Gem.	Max.	
	(°C)	(mm of L.m ⁻²)	(mm of L.m ⁻²)	(km.h ⁻¹)	(km.h ⁻¹)	
	Bornem	Bornem	Bornem	Deurne	Deurne	Deurne
01/07/97	15,2	4,0	3,0	13	32	SW-SE
07/10/97	13,2	1,0	4,0	21	61	WSW-SSW
27/01/98	-2,1	0,0	0,0	5	14	NNE-S
29/04/98	12,0	0,0	2,9	9	25	ESE-ENE

De dagtemperaturen waren min of meer representatief voor de betreffende seizoenen. De tijcyclus van januari ging gepaard met strenge nachtvorst. Dit was ook zo de dag voordien. Er viel geen neerslag, noch op de dag zelf, noch de week voordien. Enkel in juli werd tijdens de tijcyclus zelf beduidend veel neerslag geregistreerd. In oktober viel enkel wat motregen. In juli, oktober, en april was de gemiddelde windrichting georiënteerd van de rivier naar de toegangsgeul. Tijdens de cyclus in januari was het bijna windstil.

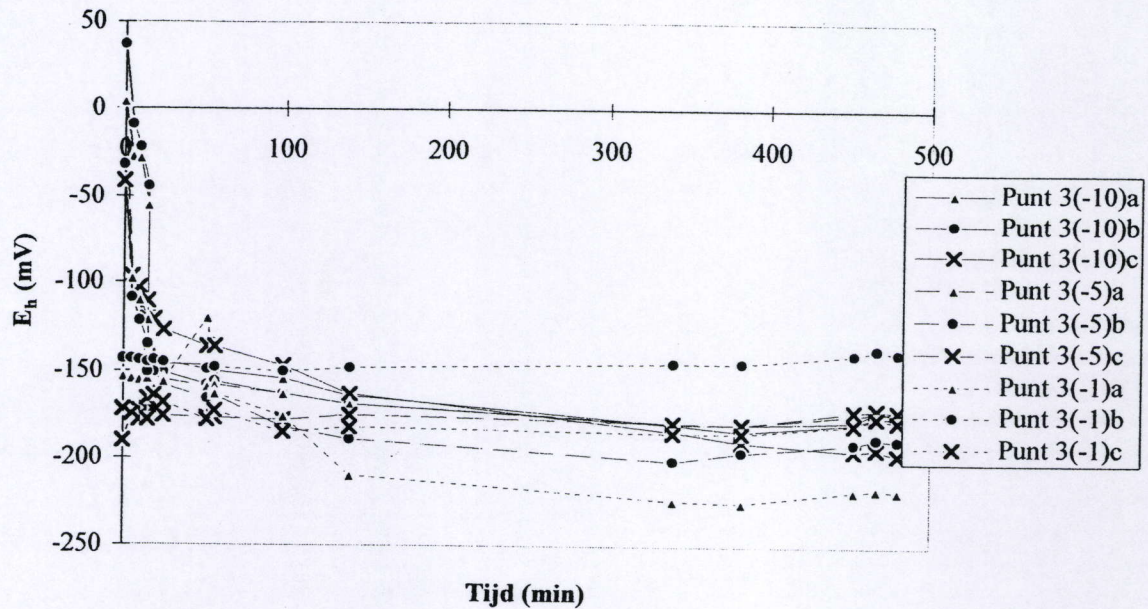


Fig. 7.3: Redoxverloop van de afzonderlijke elektroden te Appels punt 3 op 20/08/96

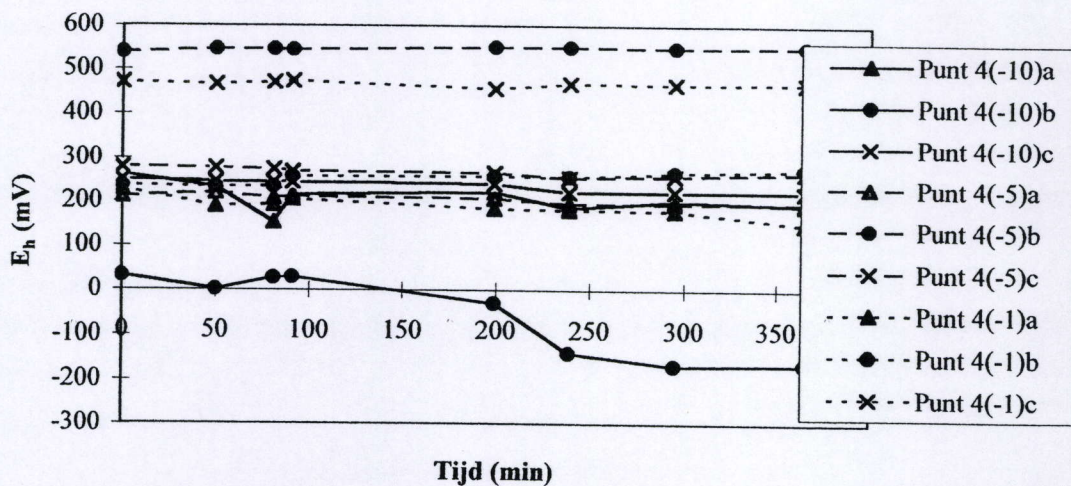


Fig. 7.4: Redoxverloop van de afzonderlijke elektroden te Appels punt 4 op 20/08/96

De zeer snelle daling van de redoxpotentiaal bij het vrijkomen van het sedimentoppervlak is echter deels ook te verklaren door een artefact, nl. het opdrogen van de electrode. Wanneer het sediment immers vrijkomt is het bovenste deel van de electrode, het vrije stuk koperdraad waar de klem van de redoxmeter op aangesloten wordt, nog vochtig. Het al dan niet vochtig zijn van het koper gaf een verschil in resultaten. Een test werd

uitgevoerd om het verschil te registreren. Daarbij werden enkele metingen uitgevoerd met elektroden die bovenaan volledig droog waren en die daarna werden nat gemaakt met rivierwater. Het verschil bedroeg ongeveer 30 mV. In Fig. 7.1 komt dit telkens overeen met de sterke daling tijdens de eerste minuten van de onderlinge datareeksen. De dag van de metingen was het zeer warm zomerweer, en het duurde inderdaad niet lang voor de elektroden aan het bovenste uiteinde gedroogd waren.

Ondanks dit artefact blijft het duidelijk dat de redoxpotentiaal een werkelijke daling vertoont. Zelfs indien de daling van de redoxpotentiaal op verschillende punten te Appels te wijten zou zijn aan een artefact, dan nog geven de profielen informatie over de verticale gradiënt. De waarden stabiliseerden zich immers voor de verschillende punten op verschillende waarden, en wel zo dat de verticale gradiënt overeenkwam met een gradiënt in redoxpotentiaal: hoe hoger de ligging, hoe minder gereduceerd het sediment. De resultaten staan in tegenstelling met de hypothese die vooraf werd verondersteld, nl. dat bij laag water zuurstof in het sediment zou doordringen waardoor de redoxpotentiaal zou toenemen. Een verklaring voor de resultaten kan misschien verstrekt worden door volgende hypothese.

Het water van de Zeeschelde te Appels bevat een hoeveelheid zuurstof, nitraat, en in mindere mate sulfaat. Dit blijkt uit Hoofdstuk 3. Bij hoog tij komt dit water in contact met het sliksediment. Door stroming, windwerking, en door golfslag vanwege de scheepvaart wordt het sediment door het rivierwater in suspensie gebracht. De bestanddelen van het rivierwater worden hierdoor met het sediment vermengd. Wanneer het water aftrekt blijven de bestanddelen in het sediment achter. Achtereenvolgens worden zuurstof, nitraat, in mindere mate mangaan en ijzer, en ten slotte sulfaat en koolstofdioxide in het sediment gereduceerd. Bij laag water zou op die manier dus gereduceerd worden hetgeen bij hoog water is aangevoerd door de rivier, eerder dan dat bij laag water mineralisatieprocessen t.g.v. het vrij staan aan de lucht zouden domineren. Dit houdt in dat indien deze veronderstelling waar is de aanvoer van rivierwater van veel groter belang is voor nitraatverwijdering dan vrijstelling van sediment aan de lucht.

Het punt in het schor, punt 4, was een punt apart. Fig. 7.4 toont dat de redoxpotentiaal er nagenoeg ongewijzigd bleef. De bodem was er tijdens deze getijcyclus immers niet overspoeld. De variatie van de verschillende replica is er ook veel groter dan bij de punten op het slik zoals bv. punt 3 (Fig. 7.3). Die grotere variatie heeft zeer waarschijnlijk te maken met de grotere heterogeniteit van de bodem in het schor t.o.v. het slik. In de schorbodem zitten organisch materiaal en minerale bestanddelen clustervormig verdeeld.

8 DENITRIFICATIE-DATASET

Een groot deel van de onderzoekstermijn werd besteed aan het uitbouwen van een dataset van denitrificatie in getijdengebieden van de Zeeschelde. Deze set bevatte niet enkel waarden van denitrificatie, maar tevens van N_2O -emissie, nitraatconsumptie, ammoniumvrijstelling. De set bevatte tevens een aantal randparameters. Eerst worden de randparameters getypeerd door ze in te delen in een paar groepen. Vervolgens worden de proceswaarden op zich besproken. Ten slotte worden de proceswaarden met de randparameters in verband gebracht.

8.1 KARAKTERISATIE VAN DE ABIOTISCHE FACTOREN

In de tabellen 8.1 en 8.2 worden de randparameters betreffende rivierwater resp. sediment van de denitrificatieset voorgesteld. De relaties tussen deze parameters werden onderzocht met aandacht voor de twee gradiënten die in deze studie onderzocht werden, nl. de verticale gradiënt te Appels en de longitudinale gradiënt van de satellietpunten Groot Buitenschoor, Burcht en Durme. In Tabel 8.3 en 8.4 zijn de correlatiecoëfficiënten voorgesteld tussen alle parameters van de monsterpunten van de resp. gradiënten, dus niet enkel de abiotische factoren maar ook de proceswaarden. De proceswaarden zullen in een verder hoofdstuk besproken worden. Eveneens werd een ordinatie uitgevoerd m.b.v. *Principal Component Analysis*. Voor beide gradiënten werden de resultaten van de ordinatie voorgesteld voor de parameters die betrekking hadden met de situatie bij hoog resp. laag water. Deze resultaten zijn voorgesteld in de figuren 8.1 voor Appels, en 8.2. voor de satellietpunten. De resultaten worden in de volgende paragrafen besproken.

Tabel 8.1: Randparameters van de denitrificatie-dataset: rivierwater (Temp = temperatuur, Cond = specifieke conductiviteit, DOC = opgeloste organische koolstof)

Datum	Station	Temp (°C)	pH	Cond ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	O ₂ (%)	(mg L ⁻¹)	DOC (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)
07/08/96	AP1	20.4	7.52	1194	13.4	1.20	4.94	0.00	0.00
15/08/96	AP1	20.9	7.20	1033	16.6	1.55	18.03	0.82	0.58
29/08/96	AP1	19.9	7.47	1041	6.6	0.67	9.47	0.58	1.12
17/09/96	AP1	17.2			15.0	1.56	6.83	1.52	0.47
26/08/96	BU	20.8	7.48	5670	53.9	4.76	9.20	1.17	0.00
22/08/96	DU	22.6	7.72	1392	33.4	2.90	4.46	1.87	0.58
21/08/96	GB	21.5	7.49	29000	71.8	6.31	6.61	0.58	0.00
21/04/97	AP1	13.6	7.68	1261	43	4.46	0	1.75	6.3
03/06/97	AP1	19	7.72	1175	7	0.5	2.06	3	4
15/07/97	AP1	22.2	7.65	945	11.3	1.04	1.91	3.08	2.1
20/10/97	AP1	13	7.55	1123	8.3	0.82	4.02	3.64	5.6
01/12/97	AP1	9.3	7.6	1123	30	3.34	5.32	4.69	3.78
08/12/97	AP1	6.4	7.65	1148	48.2	5.48	4.09	7	4.34
12/05/97	GB	16.8	7.31	21200	90.5	9.07	0.59	3.5	6.65
12/05/97	BU	15.7	7.31	1957	70.6	7.14	0	4.2	0
12/05/97	DU	15.6	7.36	1241	13.5	1.35	0	5.6	1.75
05/08/97	GB	20.7	7.72	24500	77.3	7.04	2.94	6.58	0.84
05/08/97	BU	23.2	7.69	3510	38.2	3.28	2.87	4.62	1.54
05/08/97	DU	22.3	7.73	1051	9.8	0.83	4.57	6.58	0.84
19/12/97	GB	7.3	7.7	19500	55.8	5.8	3.24	2.52	1.12
19/12/97	BU	6.7	7.5	1500	50	6.02	5.96	2.52	1.4
19/12/97	DU	5.7	7.45	900	37.3	4.58	4.31	4.34	1.12

Tabel 8.2: Randparameters van de denitrificatie-dataset: sediment (Temp = temperatuur, Cond = specifieke conductiviteit, DOC = opgeloste organische koolstof, Ctot = totaal koolstof)

Datum	Station	Hoogte (m TAW)	Vochtgehalte (g H ₂ O/100 g DS)	Temp (°C)	Cond (μS cm ⁻¹)	pH	DOC (mg L ⁻¹)	C tot (%)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	CaCO ₃ (%)	Zand (%)	Leem (%)	Klei (%)	Eh (mV)
07/08/96	AP1		52	18.0	467	7.46	30.81		0.00	2.68					-68
	AP2		91	17.5	798	7.51	28.81		0.12	3.38					-189
	AP3		83	16.0	708	7.42	36.66		0.00	3.38					-394
	AP4		75	19.0	496	7.49	44.63		0.70	0.00					260
15/08/96	AP1		40	19.0	373	7.51	48.50		0.00	3.85					-47
	AP2		96	18.5	794	7.36	31.60		0.00	3.50					-210
	AP3		116	18.0	907	7.37	28.84		0.00	2.33					-221
	AP4		97	17.0	688	7.41	31.32		0.00	0.00					2
21/08/96	GB		88	19.5	5130	7.63	11.22		0.00	0.93					-394
26/08/96	BU		69	17.0	1538	7.86	11.44		0.12	4.90					-498
22/08/96	DU		154	21.0	1524	7.56	35.88		0.82	6.53					-292
29/08/96	AP1														
	AP2		62	16.0	645	7.6	25.56		0.12	6.88					-88
	AP3		129	16.0	1071	7.37	12.09		0.12	0.58					-115
	AP4		101	16.0	598	7.81	18.37		0.12	0.35					-44
02/09/96	AP2		76	19.0	721	7.56	103.15		0.23	6.18					
	GB		90	20.0	5700	7.37	22.23		0.00	3.27					
	BU		49	19.0	888	7.98	41.50		0.00	12.83					
17/09/96	AP1		40	16.0			35.98		0.93	3.50					-2
	AP2		53	15.0			82.23		0.12	2.68					-327
	AP3		49	13.0			33.19		2.33	3.15					-372
	AP4		74	11.0			20.31		0.12	0.70					128
	GB		76				19.95		0.12	1.52					
	BU		46				11.71		1.28	12.37					
21/04/97	AP1	3.3	76	10	1220	7.35	12.1	0.53	0	9.8	8.97	74.5	19.3	6.2	-248
	AP2	3.9	77	10	1261	7.31	23.7	1.23	0	11.9	8.97	72.8	20.7	6.5	-324
	AP3	4.7	85	8	1254	7.18	32.0	2.35	0	9.8	8.23	52.1	30.3	17.6	-299
	AP4	5.1	80	6	1378	7.13	35.0	4.59	0	6.3	8.97	14.2	53.3	32.5	216

Tabel 8.2: (vervolg)

Datum	Station	Hoogte (m TAW)	Vochtgehalte (g H ₂ O/100 g DS)	Temp (°C)	Cond (µS cm ⁻¹)	pH	DOC (mg L ⁻¹)	C tot (%)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	CaCO ₃ (%)	Zand (%)	Leem (%)	Klei (%)	Eh (mV)
03/06/97	AP1	3.3	89	15	1145	7.21	43.7	1.24	1.12	36.4	8.97	83.6	4.4	12	-102
	AP2	3.9	76	15	1244	7.2	40.0	1.28	0	37.8	8.97	74.1	11.7	14.2	-254
	AP3	4.7	59	18	1265	7.28	76.0	3.56	0	35	8.23	46	33.1	20.9	-264
	AP4	5.1	30	13	1248	7.34	32.0	5.21	0.7	13.3	8.97	26.5	37.1	36.4	53
15/07/97	AP1	3.1	76	18	1182	7.46	15.5	1.63	0	11.34	8.97	64.6	20.1	15.3	-4
	AP2	3.8	74	18	1166	7.43	32.2	1.79	0	11.76	8.97	64.5	20.7	14.8	-280
	AP3	4.7	87	18	1305	7.43	55.5	2.26	0.7	18.2	8.23	50.2	30.1	19.6	-391
	AP4	5.1	102	16	1235	7.42	14.0	5.6	0.7	11.9	8.97	13.5	48.6	37.9	85
20/10/97	AP1	3.2	75	12	1147	7.47	28.5	0.52	0.84	12.32	6.63	86.9	7.8	5.3	-114
	AP2	3.7	132	12	1256	7.5	38.3	1.71	1.26	8.12	9.21	66	20	14	-235
	AP3	4.7	114	12	1198	7.37	42.9	2.61	1.12	10.64	7.99	47.1	30.3	22.6	-365
	AP4	5.1	140	11	1247	7.5	44.6	4.47	1.12	1.75	7.74	25.4	45.7	28.9	210
01/12/97	AP1	3.2	86	9	1245	7.7	10.0	1.59	0	10.5	8.48	69.8	16.6	13.6	-91
	AP2	3.8	79	9	1352	7.63	11.3	1.49	0	12.04	8.85	65.1	20	14.9	-143
	AP3	4.8	116	9	1298	7.35	21.2	2.82	0	2.52	8.6	44.8	33.5	21.7	-176
	AP4	5.1	167	9	1304	7.8	22.7	5.04	0.98	0.56	8.72	15.3	48.2	36.5	87
08/12/97	AP1	3.2	89	6	1235	7.54	21.0	1.75	0.98	7.84	8.48	69.8	16.6	13.6	-126
	AP2	3.7	72	6	1274	7.65	22.4	1.86	0	13.72	8.85	65.1	20	14.9	-235
	AP3	4.8	138	6	1235	7.35	15.8	1.15	0	1.68	8.6	44.8	33.5	21.7	-261
	AP4	5.1	106	6	1186	7.51	23.4	2.31	1.4	0	8.72	15.3	48.2	36.5	-12
12/05/97	GB	3	104	13	20800	8.1	40.0	3.56	0	5.95	18	25.6	50.4	24	96
	BU	4.5	17	16	4480	8.08	14.5	1.32	0	9.94	11	58	33	9	-219
	DU	5	172	14	1808	7.93	29.1	4.3	0	23.45	9.6	55	21	24	-103
05/08/97	GB	3	104	18	24000	8	16.8	2.72	0	12.6	16.83	24.9	48.8	26.2	-256
	BU	4.5	42	22	3780	8	11.3	1.07	0	18.41	10.44	57.4	30.9	11.7	-423
	DU	5	124	20	1623	8	15.3	2.77	0	31.85	8.48	52.8	24.4	22.7	-302
19/12/97	GB	3	110	5	20100	8	16.2	2.71	0.7	4.06	16	38.7	37.5	23.8	-352
	BU	4.5	66	7	1900	8	2.3	1.35	0	5.74	13.39	65.8	23.4	10.8	-412
	DU	5	131	6	1059	7.8	18.6	3.61	0	15.54	11.55	48.6	29.8	21.7	-335

Tabel 8.3: Correlaties tussen de verschillende processen en parameters van Appels, alle punten
(LT = laag water, HT = hoog water, VT = veldtemperatuur, 25 = 25°C, sed = sediment, riv = rivier)

Pearson	N ₂ O (LT)	N ₂ O (HT) _{VT}	N ₂ O (HT) ₂₅	N ₂ +N ₂ O (HT) _{VT}	N ₂ +N ₂ O (HT) ₂₅	N-Cons (HT) _{VT}	N-Cons (HT) ₂₅	NH ₄ vrijst(HT) ₂₅	NH ₄ vrijst(HT) _{VT}	N ₂ N ₂ O (HT) _{VT}	N ₂ N ₂ O (HT) ₂₅
N ₂ O (LT)	1.000										
N ₂ O (HT) _{VT}	0.193	1.000									
N ₂ O (HT) ₂₅	0.195	0.733 **	1.000								
N ₂ +N ₂ O (HT) _{VT}	0.002	-0.193	-0.309	1.000							
N ₂ +N ₂ O (HT) ₂₅	-0.035	0.099	0.154	0.119	1.000						
N-Cons (HT) _{VT}	0.146	0.124	0.257	0.043	0.109	1.000					
N-Cons (HT) ₂₅	0.229	0.204	0.053	0.491 *	-0.107	0.438 *	1.000				
NH ₄ vrijst(HT) ₂₅	0.523 **	0.320	0.227	0.083	0.256	0.064	0.332	1.000			
NH ₄ vrijst(HT) _{VT}	0.612 **	0.342	0.230	0.222	0.219	0.124	0.432 *	0.939 **	1.000		
N ₂ N ₂ O (HT) _{VT}	-0.232	-0.502 *	-0.390	0.647 **	-0.150	0.083	0.131	-0.246	-0.148	1.000	
N ₂ N ₂ O (HT) ₂₅	-0.363	-0.473 *	-0.530 **	0.426 *	0.138	-0.101	-0.037	-0.500 *	-0.410 *	0.452	1.000
Vocht sed	-0.011	-0.185	-0.163	-0.233	0.266	-0.201	-0.389	-0.296	-0.258	-0.066	0.507 *
Hoogte	-0.292	0.054	-0.182	0.335	0.034	0.027	0.105	-0.483 *	-0.357	0.387	0.647 **
pH sed	-0.085	-0.210	-0.193	-0.171	0.102	-0.326	-0.625 **	-0.221	-0.251	-0.085	0.197
Eh sed	0.612	0.342	0.230	0.222	0.219	0.124	0.432 *	0.939 **	1.000 **	-0.148	-0.410 *
Temp sed	0.424 *	0.261	0.042	0.383	-0.036	-0.031	0.459 *	0.511 *	0.652 **	-0.015	-0.244
Cond sed	-0.376	0.208	-0.111	-0.255	-0.012	-0.262	-0.244	-0.337	-0.372	-0.160	0.019
DOC sed	0.130	0.446 *	0.161	0.126	-0.200	-0.224	0.281	0.354	0.399	-0.017	-0.117
Ctot sed	-0.309	-0.140	-0.307	0.309	-0.241	-0.029	0.050	-0.520 **	-0.410 *	0.457 *	0.527 **
NO ₃ ⁻ -N sed	-0.025	-0.202	-0.099	0.242	0.024	0.116	-0.074	-0.020	0.057	0.359	0.463 *
NH ₄ ⁺ -N sed	0.097	0.267	0.056	0.167	-0.308	-0.181	0.403	0.581 **	0.570 **	-0.089	-0.452 *
Zand	0.367	0.160	0.339	-0.259	0.052	-0.049	-0.023	0.672 **	0.556 **	-0.400	-0.735 **
Leem	-0.362	-0.102	-0.277	0.161	0.025	0.066	0.003	-0.662 **	-0.568 **	0.285	0.700 **
Klei	-0.352	-0.231	-0.404 *	0.377	-0.154	0.023	0.049	-0.649 **	-0.508 *	0.536 **	0.742 **
CaCO ₃ sed	0.057	-0.082	-0.437 *	0.050	-0.222	0.194	0.292	-0.109	-0.110	0.067	-0.031
Temp riv	0.369	0.278	0.085	0.403	-0.114	0.209	0.652 **	0.426 *	0.595 **	0.068	-0.234
pH riv	-0.134	0.167	-0.076	0.134	-0.454 *	0.271	0.597 **	0.126	0.087	0.154	-0.240
Cond riv	-0.338	-0.001	0.156	-0.171	-0.009	-0.009	-0.025	-0.087	-0.255	0.034	0.030
O ₂ (mg.L ⁻¹)	-0.333	-0.081	-0.011	-0.514 **	0.044	0.219	-0.304	-0.393	-0.566 **	-0.216	0.065
O ₂ (%)	-0.331	-0.056	0.011	-0.511 *	0.040	0.252	-0.253	-0.375	-0.547 **	-0.222	0.041
DOC riv	-0.076	-0.353	-0.289	-0.035	0.099	-0.588 **	-0.723 **	-0.248	-0.275	0.086	0.310
NO ₃ ⁻ -N riv	-0.207	-0.322	-0.318	-0.220	-0.079	-0.227	-0.626 **	-0.376	-0.452 *	0.048	0.299
NH ₄ ⁺ -N riv	-0.265	0.003	0.308	-0.217	0.154	0.088	-0.059	-0.082	-0.198	-0.045	-0.008

* Correlatie is significant op 0.05 niveau (2-zijdig).

** Correlatie is significant op 0.01 niveau (2-zijdig).

Tabel 8.3: (vervolg)

Pearson	Vocht sed	Hoogte	pH sed	Eh sed	Temp sed	Cond sed	DOC sed	Ctot sed	NO ₃ ⁻ -N sed	NH ₄ ⁺ -N sed	Zand	Leem	Klei	CaCO ₃ sed
Vocht sed	1.000													
Hoogte	0.321	1.000												
pH sed	0.358	-0.178	1.000											
Eh sed	-0.258	-0.357	-0.251	1.000										
Temp sed	-0.297	-0.105	-0.213	0.652	1.000									
Cond sed	0.090	0.404 *	0.068	-0.372	-0.336	1.000								
DOC sed	-0.118	0.295	-0.413 *	0.399	0.490 *	0.007	1.000							
Ctot sed	0.170	0.779 **	0.024	-0.410	0.065	0.392	0.198	1.000						
NO ₃ ⁻ -N sed	0.425 *	0.198	0.242	0.057	0.000	-0.324	0.215	0.235	1.000					
NH ₄ ⁺ -N sed	-0.514 **	-0.280	-0.432 *	0.570	0.594 **	-0.187	0.555 **	-0.202	-0.162	1.000				
Zand	-0.349	-0.903 **	-0.037	0.556	0.166	-0.388	-0.066	-0.869 **	-0.252	0.448	1.000			
Leem	0.371	0.897 **	0.011	-0.568	-0.212	0.443 *	0.062	0.823 **	0.175	-0.510 *	-0.982 **	1.000		
Klei	0.298	0.858 **	0.072	-0.508	-0.094	0.290	0.067	0.882 **	0.342	-0.337	-0.966 **	0.901 **	1.000	
CaCO ₃ sed	-0.080	-0.017	-0.082	-0.110	0.007	0.245	-0.261	0.088	-0.241	0.080	-0.103	0.070	0.141	1.000
Temp riv	-0.411 *	0.003	-0.434 *	0.595	0.919 **	-0.235	0.430 *	0.189	-0.083	0.555 **	0.044	-0.082	0.011	0.131
pH riv	-0.591 **	0.035	-0.569 **	0.087	0.195	0.011	0.188	0.032	-0.390	0.570 **	0.023	-0.055	0.023	0.479 *
Cond riv	0.005	0.075	-0.275	-0.255	-0.650 **	0.228	0.018	-0.094	-0.038	-0.070	0.033	0.031	-0.117	-0.008
O ₂ (mg.L ⁻¹)	0.145	0.003	0.174	-0.566	-0.857 **	0.308	-0.546 **	-0.200	-0.260	-0.519 **	-0.087	0.163	-0.023	0.182
O ₂ (%)	0.111	0.005	0.122	-0.547	-0.841 **	0.316	-0.533 **	-0.197	-0.290	-0.496 *	-0.082	0.164	-0.034	0.201
DOC riv	0.495 *	-0.021	0.734 **	-0.275	-0.291	0.039	-0.226	-0.009	0.327	-0.322	-0.050	-0.011	0.129	-0.249
NO ₃ ⁻ -N riv	0.338	-0.017	0.583 **	-0.452	-0.512 *	-0.039	-0.318	-0.131	0.228	-0.346	-0.083	0.035	0.144	-0.053
NH ₄ ⁺ -N riv	0.084	0.017	-0.292	-0.198	-0.566 **	0.112	0.045	-0.152	0.061	-0.194	0.091	0.002	-0.213	-0.235
Pearson	Temp riv	pH riv	Cond riv	O ₂ (mg.L ⁻¹)	O ₂ (%)	DOC riv	NO ₃ ⁻ -N riv	NH ₄ ⁺ -N riv						
Temp riv	1.000													
pH riv	0.380	1.000												
Cond riv	-0.516 **	0.129	1.000											
O ₂ (mg.L ⁻¹)	-0.766 **	0.079	0.474 *	1.000										
O ₂ (%)	-0.729 **	0.125	0.499 *	0.997 **	1.000									
DOC riv	-0.576 **	-0.656 **	-0.201	0.056	-0.014	1.000								
NO ₃ ⁻ -N riv	-0.702 **	-0.264	-0.103	0.478 *	0.415 *	0.750 **	1.000							
NH ₄ ⁺ -N riv	-0.449 *	-0.141	0.891 **	0.334	0.358	-0.220	-0.213	1.000						

* Correlatie is significant op 0.05 niveau (2-zijdig).

** Correlatie is significant op 0.01 niveau (2-zijdig).

Tabel 8.4: Correlaties tussen de verschillende processen en parameters van de satellietpunten

(LT = laag water, HT = hoog water, VT = veldtemperatuur, 25 = 25°C, sed = sediment, riv = rivier)

Pearson	N ₂ O (LT)	N ₂ O (HT) _{VT}	N ₂ O (HT) ₂₅	N ₂ +N ₂ O (HT) _{VT}	N ₂ +N ₂ O (HT) ₂₅	N-Cons (HT) _{VT}	N-Cons (HT) ₂₅	NH ₄ vrijst(HT) ₂₅	NH ₄ vrijst(HT) _{VT}	N ₂ /N ₂ O (HT) _{VT}	N ₂ /N ₂ O (HT) ₂₅
N ₂ O (LT)	1.000										
N ₂ O (HT) _{VT}	0.707 *	1.000									
N ₂ O (HT) ₂₅	0.507	0.960 **	1.000								
N ₂ +N ₂ O (HT) _{VT}	0.784	0.980 **	0.910 **	1.000							
N ₂ +N ₂ O (HT) ₂₅	0.819	0.939 **	0.868 **	0.970 **	1.000						
N-Cons (HT) _{VT}	0.880 **	0.736 *	0.606	0.807 **	0.810 **	1.000					
N-Cons (HT) ₂₅	0.774 *	0.456	0.353	0.560	0.640	0.852 **	1.000				
NH ₄ vrijst(HT) ₂₅	0.626	0.613	0.522	0.606	0.512	0.631	0.384	1.000			
NH ₄ vrijst(HT) _{VT}	0.229	0.307	0.251	0.290	0.164	0.374	-0.049	0.708 *	1.000		
N ₂ /N ₂ O (HT) _{VT}	-0.210	-0.553	-0.527	-0.430	-0.371	-0.075	0.342	-0.315	-0.380	1.000	
N ₂ /N ₂ O (HT) ₂₅	-0.117	-0.576	-0.576	-0.527	-0.376	0.606	0.312	-0.469	-0.656	0.678 *	1.000
Vocht sed	0.370	0.548	0.600	0.513	0.616	0.546	0.507	0.086	-0.066	-0.219	-0.011
Hoogte	0.599	0.541	0.490	0.564	0.526	0.599	0.665	0.574	0.040	0.088	0.102
pH sed	-0.248	-0.141	-0.176	-0.117	-0.152	-0.487	-0.645	-0.273	0.013	-0.286	-0.451
Eh sed	-0.580	0.171	0.275	0.207	0.324	-0.073	-0.020	-0.189	-0.169	0.007	0.275
Temp sed	0.347	0.447	0.362	0.475	0.349	0.346	-0.053	0.702 *	0.850 **	-0.391	-0.787 *
Cond sed	-0.517	-0.438	-0.386	-0.450	-0.411	-0.449	-0.553	-0.500	0.057	-0.079	-0.166
DOC sed	0.019	0.221	0.321	0.237	0.355	0.040	0.092	-0.020	-0.102	-0.015	-0.187
Ctot sed	0.231	0.401	0.493	0.400	0.534	0.410	0.475	-0.018	-0.163	0.011	0.042
NO ₃ ⁻ -N sed	-0.320	-0.242	-0.240	-0.294	-0.325	-0.327	-0.309	-0.428	-0.394	-0.083	0.043
NH ₄ ⁺ -N sed	0.852 **	0.866 **	0.752 *	0.898 **	0.841 **	0.920 **	0.658	0.831 **	0.549	-0.318	-0.446
Zand	0.257	0.278	0.241	0.253	0.164	0.145	0.207	0.298	-0.139	-0.036	0.105
Leem	-0.476	-0.559	-0.523	-0.524	-0.465	-0.440	-0.453	-0.377	0.128	0.161	-0.058
Klei	0.189	0.275	0.298	0.272	0.372	0.375	0.265	-0.052	0.094	-0.169	-0.129
CaCO ₃ sed	-0.646	-0.667 *	-0.585	-0.688 *	-0.587	-6.550	-0.579	-0.703 *	-0.216	0.068	0.191
Temp riv	0.335	0.456	0.373	0.478	0.374	0.323	-0.101	0.644	0.837 **	-0.471	-0.834 **
pH riv	0.230	0.068	-0.086	0.035	-0.061	0.256	-0.084	0.289	0.545	-0.439	-0.289
Cond riv	-0.492	-0.424	-0.372	-0.441	-0.393	-0.426	-0.535	-0.474	0.080	-0.107	-0.156
O ₂ (mg.L ⁻¹)	-0.719 *	-0.844 **	-0.764 *	-0.807 **	-0.725 *	-0.771 *	-0.548	-0.734 *	-0.332	0.428	0.344
O ₂ (%)	-0.713 *	-0.786 *	-0.711 *	-0.751 *	-0.696 *	-0.741 *	-0.609	-0.639	-0.164	0.340	0.165
DOC riv	0.292	-0.177	-0.332	-0.183	-0.142	0.180	0.211	-0.012	-0.018	-0.072	0.477
NO ₃ ⁻ -N riv	0.531	0.616	0.557	0.666 *	0.603	0.771 *	0.428	0.617	0.775 *	-0.191	-0.555
NH ₄ ⁺ -N riv	-0.079	-0.085	-0.034	-0.101	0.061	-0.310	-0.206	-0.157	-0.204	-0.184	0.028

* Correlatie is significant op 0.05 niveau (2-zijdig).

** Correlatie is significant op 0.01 niveau (2-zijdig).

Tabel 8.4: (vervolg)

Pearson	Vocht sed	Hoogte	pH sed	Eh sed	Temp sed	Cond sed	DOC sed	Ctot sed	NO ₃ ⁻ -N sed	NH ₄ ⁺ -N sed	Zand	Leem	Klei	CaCO ₃ sed
Vocht sed	1.000													
Hoogte	0.079	1.000												
pH sed	-0.536	-0.503	1.000											
Eh sed	0.316	-0.311	0.376	1.000										
Temp sed	-0.246	0.141	0.371	0.084	1.000									
Cond sed	0.051	-0.979 **	0.429	0.371	-0.071	1.000								
DOC sed	0.499	-0.302	0.140	0.925 **	0.035	0.384	1.000							
Ctot sed	0.921 **	-0.042	-0.412	0.598	-0.255	0.175	0.756 *	1.000						
NO ₃ ⁻ -N sed	0.104	-0.485	0.043	-0.217	-0.507	0.435	-0.071	0.036	1.000					
NH ₄ ⁺ -N sed	0.397	0.662	-0.325	-0.080	0.592	-0.536	0.018	0.243	-0.411	1.000				
Zand	-0.294	0.825 **	-0.208	-0.528	0.007	-0.907 **	-0.608	-0.462	-0.225	0.291	1.000			
Leem	-0.134	-0.887 **	0.441	0.454	0.058	0.908 **	0.449	0.095	0.151	-0.524	-0.902 **	1.000		
Klei	0.843 **	-0.386	-0.247	0.426	-0.113	0.529	0.606	0.847 **	0.248	0.191	-0.739 *	0.376	1.000	
CaCO ₃ sed	-0.031	-0.935 **	0.359	0.347	-0.354	0.899 **	0.315	0.115	0.351	-0.781 *	-0.787 *	0.856 **	0.354	1.000
Temp riv	-0.141	-0.015	0.431	0.201	0.978 **	0.094	0.173	-0.139	-0.418	0.553	-0.165	0.189	0.053	-0.213
pH riv	0.023	-0.180	-0.093	-0.637	0.258	0.205	-0.492	-0.260	0.351	0.262	-0.121	0.030	0.207	-0.011
Cond riv	0.091	-0.973 **	0.393	0.368	-0.072	0.997 **	0.394	0.203	0.412	-0.515	-0.920 **	0.905 **	0.560	0.904 **
O ₂ (mg.L ⁻¹)	-0.435	-0.727 *	0.479	0.337	-0.300	0.653	0.187	-0.178	0.107	-0.875 **	-0.523	0.777 *	-0.088	0.837 **
O ₂ (%)	-0.448	-0.792 *	0.559	0.376	-0.131	0.737 *	0.233	-0.187	0.089	-0.806 **	-0.609	0.862 **	-0.038	0.845 **
DOC riv	0.000	0.160	-0.378	-0.732 *	-0.285	-0.208	-0.682 *	-0.281	0.092	0.041	0.244	-0.284	-0.083	-0.058
NO ₃ ⁻ -N riv	0.334	0.257	-0.159	0.099	0.719 *	-0.082	0.128	0.272	-0.483	0.797 **	-0.150	-0.040	0.381	-0.391
NH ₄ ⁺ -N riv	0.183	-0.430	0.352	0.747 *	-0.065	0.403	0.758 *	0.383	-0.112	-0.282	-0.507	0.502	0.307	0.532
Pearson	Temp riv	pH riv	Cond riv	O ₂ (mg.L ⁻¹)	O ₂ (%)	DOC riv	NO ₃ ⁻ -N riv	NH ₄ ⁺ -N riv						
Temp riv	1.000													
pH riv	0.292	1.000												
Cond riv	0.097	0.226	1.000											
O ₂ (mg.L ⁻¹)	-0.246	-0.332	0.633	1.000										
O ₂ (%)	-0.064	-0.249	0.715 *	0.979 **	1.000									
DOC riv	-0.320	0.593	-0.172	-0.193	-0.278	1.000								
NO ₃ ⁻ -N riv	0.715 *	0.299	-0.066	-0.499	-0.368	-0.131	1.000							
NH ₄ ⁺ -N riv	0.072	-0.403	0.431	0.422	0.425	-0.307	-0.260	1.000						

* Correlatie is significant op 0.05 niveau (2-zijdig).

** Correlatie is significant op 0.01 niveau (2-zijdig).

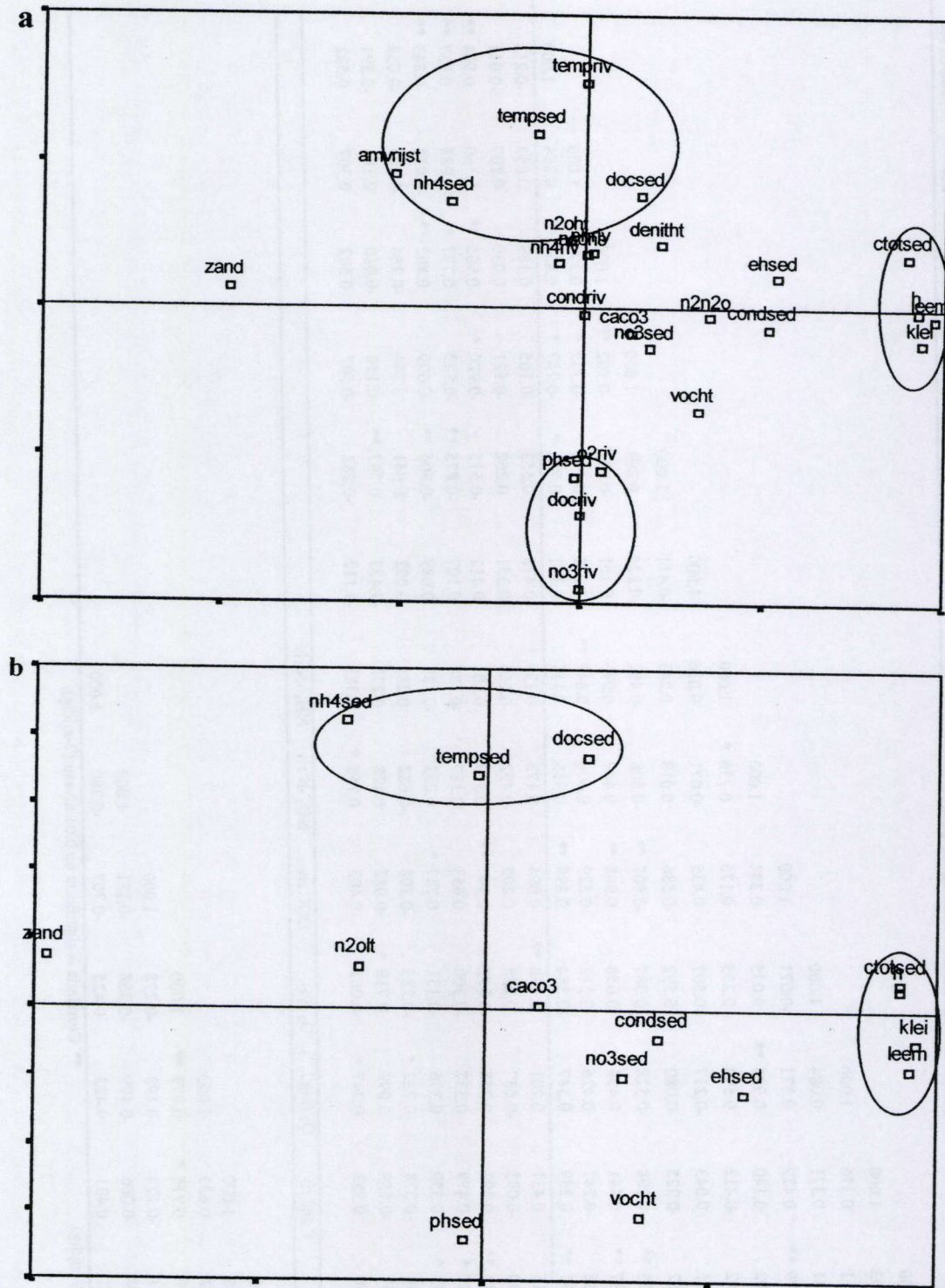


Fig 8.1: PCA ordinatie-diagram voor Appels: a) hoog water (ht), b) laag water (lt); (sed = sediment, riv = rivier, amvrijst = ammoniumvrijstelling, denit = denitrificatie, ncons = nitraatconsumptie, h = hoogte, temp = temperatuur, cond = specifieke conductiviteit, DOC = opgeloste organische koolstof, Ctot = totaal koolstof)

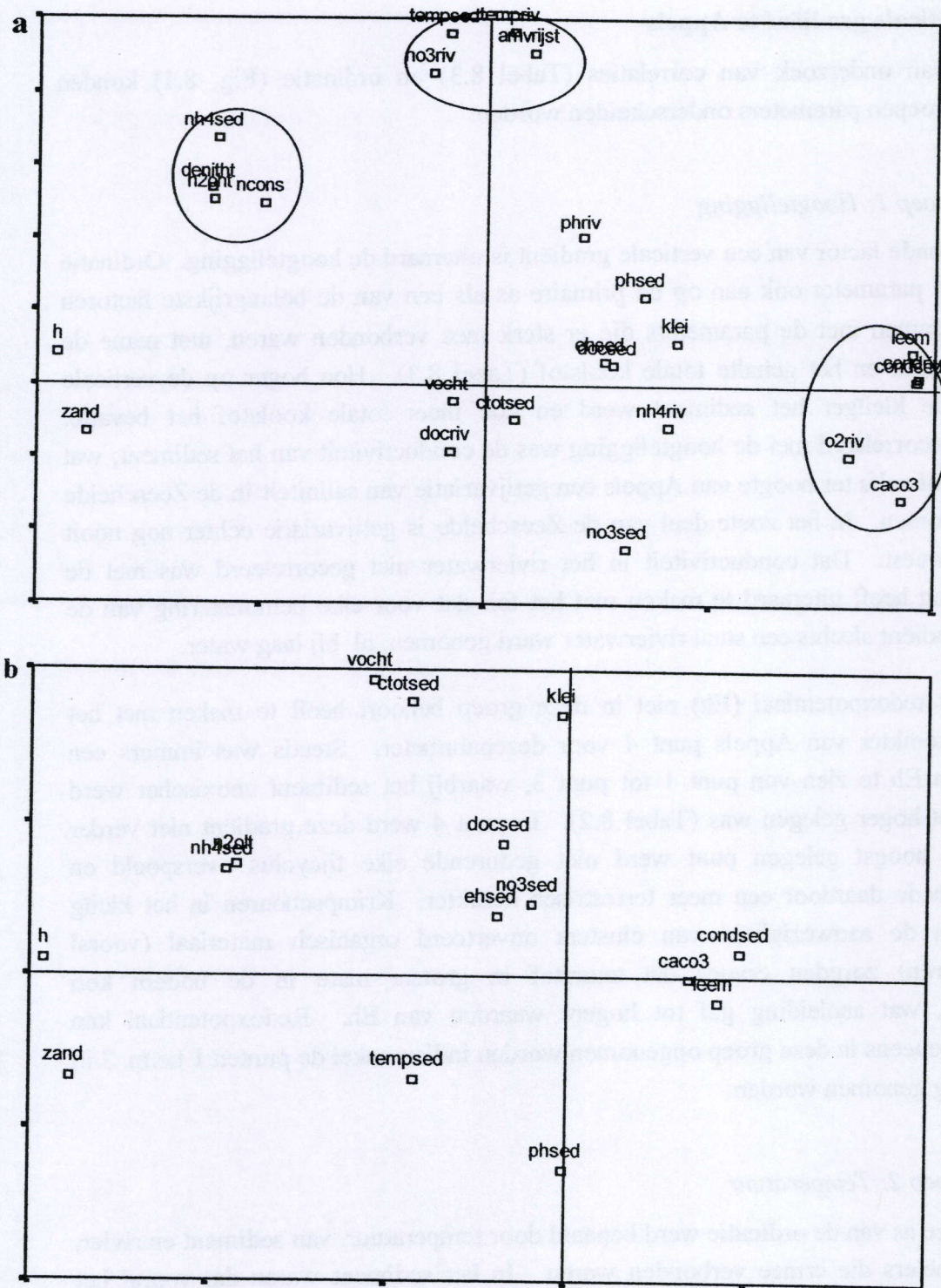


Fig 8.2: PCA ordinatiediaagram voor de satellietpunten: a) hoog water (ht), b) laag water (lt); (sed = sediment, riv = rivier, amvrijst = ammoniumvrijstelling, denit = denitrificatie, ncons = nitraatconsumptie, h = hoogte, temp = temperatuur, cond = specifieke conductiviteit, DOC = opgeloste organische koolstof, Ctot = totaal koolstof)

8.1.1 Verticale gradiënt te Appels

Op basis van onderzoek van correlaties (Tabel 8.3) en ordinatie (Fig. 8.1) konden volgende groepen parameters onderscheiden worden.

8.1.1.1 Groep 1: Hoogteligging

De definiërende factor van een verticale gradiënt is uiteraard de hoogteligging. Ordinatie duidde deze parameter ook aan op de primaire as als een van de belangrijkste factoren (Fig. 8.1), samen met de parameters die er sterk mee verbonden waren, met name de sedimenttextuur en het gehalte totale koolstof (Tabel 8.3). Hoe hoger op de verticale gradiënt hoe kleiïger het sediment werd en hoe meer totale koolstof het bevatte. Eveneens gecorreleerd met de hoogteligging was de conductiviteit van het sediment, wat erop wijst dat zelfs ter hoogte van Appels een getijvariatie van saliniteit in de Zeeschelde moet voorkomen. In het zoete deel van de Zeeschelde is getijvariatie echter nog nooit bepaald geweest. Dat conductiviteit in het rivierwater niet gecorreleerd was met de hoogteligging heeft uiteraard te maken met het feit dat voor elke bemonstering van de verticale gradiënt slechts een staal rivierwater werd genomen, nl. bij laag water.

Het feit dat redoxpotentiaal (Eh) niet in deze groep behoort heeft te maken met het afwijkend karakter van Appels punt 4 voor deze parameter. Steeds was immers een gradiënt van Eh te zien van punt 1 tot punt 3, waarbij het sediment anoxischer werd naarmate het hoger gelegen was (Tabel 8.2). In punt 4 werd deze gradiënt niet verder gezet. Dit hoogst gelegen punt werd niet gedurende elke tijcyclus overspoeld en vertoonde mede daardoor een meer terrestrisch karakter. Krimpscheuren in het kleiïg sediment en de aanwezigheid van clusters onverteerd organisch materiaal (vooral wilgenbladeren) zorgden ervoor dat zuurstof in grotere mate in de bodem kon doordringen, wat aanleiding gaf tot hogere waarden van Eh. Redoxpotentiaal kan bijgevolg eveneens in deze groep opgenomen worden indien enkel de punten 1 t.e.m. 3 in beschouwing genomen worden.

8.1.1.2 Groep 2: Temperatuur

De secundaire as van de ordinatie werd bepaald door temperatuur, van sediment en rivier, en de parameters die ermee verbonden waren. In het sediment waren dat vooral het ammoniumgehalte en in mindere mate DOC (Tabel 8.3). Dat nitraat in het sediment met geen enkele andere parameter significant is gecorreleerd heeft wellicht te maken met het feit dat steeds geen of bijna geen nitraat in het sediment werd aangetroffen. In de waterkolom waren zuurstof, conductiviteit, nitraat, ammonium en DOC significant aan temperatuur gecorreleerd.

8.1.2 Longitudinale gradiënt: Groot Buitenschoor, Burcht en Durme

Op basis van ordinatie (Fig. 8.2) en onderzoek van correlaties (Tabel 8.4) konden volgende groepen parameters onderscheiden worden.

8.1.2.1 Groep 1: Conductiviteit

Zoals te verwachten was werd de primaire as van de ordinatie bepaald door de zoutgradiënt en de eraan gerelateerde parameters (Fig. 8.2). Positief gecorreleerd met conductiviteit was zuurstof (Tabel 8.4). Eveneens bestond een significante correlatie met calciumcarbonaat, en met de zand- en leemfractie van het sediment. Met de kleifracie werd geen verband vastgesteld. In tegenstelling met de punten te Appels was de hoogteligging van de satellietpunten positief gecorreleerd met de zandfractie. De satellietpunten waren niet geselecteerd volgens hun hoogteligging. Het is mogelijk dat de correlatie tussen sedimenttextuur en conductiviteit berust op toeval wegens de beperktheid van het aantal monsterpunten en of monsternames.

8.1.2.2 Groep 2: Temperatuur en ammonium in sediment

De tweede groep parameters was niet goed omljnd. Aan temperatuur was enkel de nitraatconcentratie van de waterkolom significant gecorreleerd.

Het ammoniumgehalte in het sediment was negatief gecorreleerd met het zuurstofgehalte in de waterkolom en, merkwaardig, positief gecorreleerd met het nitraatgehalte in de waterkolom. Ondanks het verband met zuurstof werd geen correlatie gevonden tussen ammonium en conductiviteit.

8.1.2.3 Groep 3: Koolstof en redoxpotentiaal

Opgeloste en totale koolstof in het sediment waren in tegenstelling tot de punten te Appels significant gecorreleerd. DOC in het sediment was negatief gecorreleerd met dezelfde parameter in de waterkolom. Beide parameters waren significant gecorreleerd met redoxpotentiaal. Een parameter die eveneens tot deze groep kon gerekend worden was de ammoniumconcentratie in de waterkolom.

8.2 PROCESWAARDEN

De verschillende processen worden hierna besproken. De resultaten van alle onderzochte processen zijn gebundeld in Appendix 2.

8.2.1 Denitrificatie

De bepalingen van denitrificatie kunnen onderverdeeld worden in twee perioden, een periode tot eind 1996, waarin de 'soil core'-methode werd gehanteerd, en een periode waarin de methode van de incubatierecipiënten werd gehanteerd, lopende over 1997. De resultaten van beide perioden worden hierna besproken. Simultaan met alle denitrificatiebepalingen werd een set omgevingsfactoren bijeengebracht. Deze zijn weergegeven in Tabel 8.1 en 8.2.

8.2.1.1 Resultaten van 1996

Tot eind 1996 werd denitrificatie bepaald via de combinatie van N_2O -emissie *in situ* d.m.v. de 'gesloten box'-methode (methode 1) en van de 'soil core'-methode (methode 2) in het laboratorium met en zonder acetyleen (zie Materiaal en methoden).

De resultaten zijn weergegeven in Tabel 8.5.

Tabel 8.5: N_2O -emissies volgens de verschillende methoden en de eruit afgeleide denitrificatiewaarden (eenheid: $mg\ N\ m^{-2}\ d^{-1}$); (V.C. = variatiecoëfficiënt, $n = 4$)

Datum	Plaats	N ₂ O-emissie						Denitrificatie	
		<i>In situ</i> (methode 1)		Laboratorium (methode 2)					
				Zonder acetyleen		10kPa acetyleen			
		Gemiddeld	V.C.	Gemiddeld	V.C.	Gemiddeld	V.C.	Gemiddeld	V.C.
07/08/96	AP1	1.04	64	17.09	71	19.63	87	0.76	435
	AP2	1.51	60	32.77	35	60.04	21	1.75	28
	AP3	0.91	-	47.93	38	18.98	57	0.23	-
	AP4	0.70	60	5.99	41	8.32	85	0.62	-
15/08/96	AP1	1.19	33	33.51	58	32.56	59	0.73	46
	AP2	0.10	173	43.05	19	36.38	13	0.06	-
	AP3	0.00	-	15.96	80	8.50	115	0.00	-
	AP4	0.00	-	1.36	94	7.46	88	0.00	-
22/08/96	GB	1.52	48	12.21	87	20.93	30	1.66	124
	BU	0.27	52	35.12	31	44.70	46	0.22	40
	DU	0.10	139	0.76	93	4.78	51	0.39	124
29/08/96	AP1	0.43	111	-	-	-	-	-	-
	AP2	0.26	104	13.51	65	24.48	58	0.49	138
	AP3	0.16	60	8.39	49	15.02	45	0.30	47
	AP4	0.00	127	0.45	44	1.56	9	0.36	169
17/09/96	AP1	1.12	45	3.79	63	14.44	35	2.72	114
	AP2	0.87	77	6.20	36	14.06	45	1.25	68
	AP3	0.02	120	8.09	58	12.60	102	0.02	157
	AP4	0.11	200	2.11	37	2.45	62	0.08	-
25/11/96	GB	0.02	89	-	-	-	-	-	-

Een belangrijke vaststelling bij het hanteren van deze opzet was evenwel dat de N₂O-fluxen uit de sedimentkernen in het laboratorium veel groter waren dan de overeenkomstige fluxen *in situ*. Dit kan verklaard worden door het feit dat de recipiënten waarmee de sedimentkernen bemonsterd werden onderaan niet waterdicht afgesloten konden worden. Onderaan sijpelde water weg uit de veelal waterverzadigde sedimentstalen. Dit waterverlies werd bovendien gestimuleerd tijdens het transport naar het labo, omdat de kernen dan onderhevig waren aan trillingen en schokken. Weglekken van water uit sediment betekent echter dat lucht in het sediment kon dringen. Toevoegen van zuurstof tijdens het denitrificatieproces kan een wijziging in de verhouding N₂O / N₂ veroorzaken naar meer N₂O (Granli & Bøckman, 1994; Van Cleemput, 1994). Door de zuurstoftoevoer gebeurt het denitrificatieproces immers minder volledig, en wordt de reeks reacties niet altijd tot N₂ doorgevoerd.

In publicaties van studies waar dezelfde methode gehanteerd werd wordt evenwel geen melding gemaakt van dergelijk groot verschil in emissies (bv. Hanson et al., 1994, zie Tabel 5.2). De bekomen waarden (gemiddelde waarde voor Appels 0,63 mg N m⁻² d⁻¹) waren vergeleken met de literatuurwaarden van Tabel 5.2 vrij laag, maar niet onaannemelijk. Bovendien waren de waarden 2 grootteordes lager dan de denitrificatiewaarden bij laag water zoals ze werden bekomen tijdens de mesocosmos-experimenten. Het terugrekenen van de verhouding met/zonder acetyleen in het laboratorium naar *in situ* omstandigheden had door het grote verschil in N₂O-emissies hoe dan ook weinig zin. Vanaf 1997 werd daarom nadruk gelegd op een andere werkwijze. Deze werd vanaf 1997 toegepast.

Ondanks de bedenkingen bij de toegepaste methode bleken de denitrificatiewaarden van Appels punt 1 en punt 2 steeds hoger te zijn dan deze van punt 3 en punt 4. Lager in de verticale gradiënt gebeurde denitrificatie intenser. In die optiek zijn deze resultaten een bevestiging van de bevindingen van de mesocosmos-experimenten.

8.2.1.2 Resultaten van 1997

De N_2O -emissie *in situ* d.m.v. methode 1 bij laag water bleef behouden, maar werd aangevuld met bepaling van denitrificatie uit incubatiereciënten (methode 3, met en zonder toevoeging van acetyleen) waarbij hoog water werd gesimuleerd (zie Materiaal en methoden). Methode 2 werd achterwege gelaten. Van april tot december 1997 werden de geselecteerde monsterpunten bij herhaling bezocht ten einde een eenvormige dataset tot stand te brengen van denitrificatiewaarden. Dit gebeurde in combinatie met bepaling van nitraatconsumptie in duisternis. Dit gebeurde zowel bij veldtemperatuur als bij 25°C.

De resultaten van N_2O -emissie bij veldtemperatuur, na toevoeging van 10 kPa acetyleen, m.a.w. de resultaten van denitrificatie via de acetyleen-inhibitietechniek, zijn voorgesteld in Fig. 8.3.

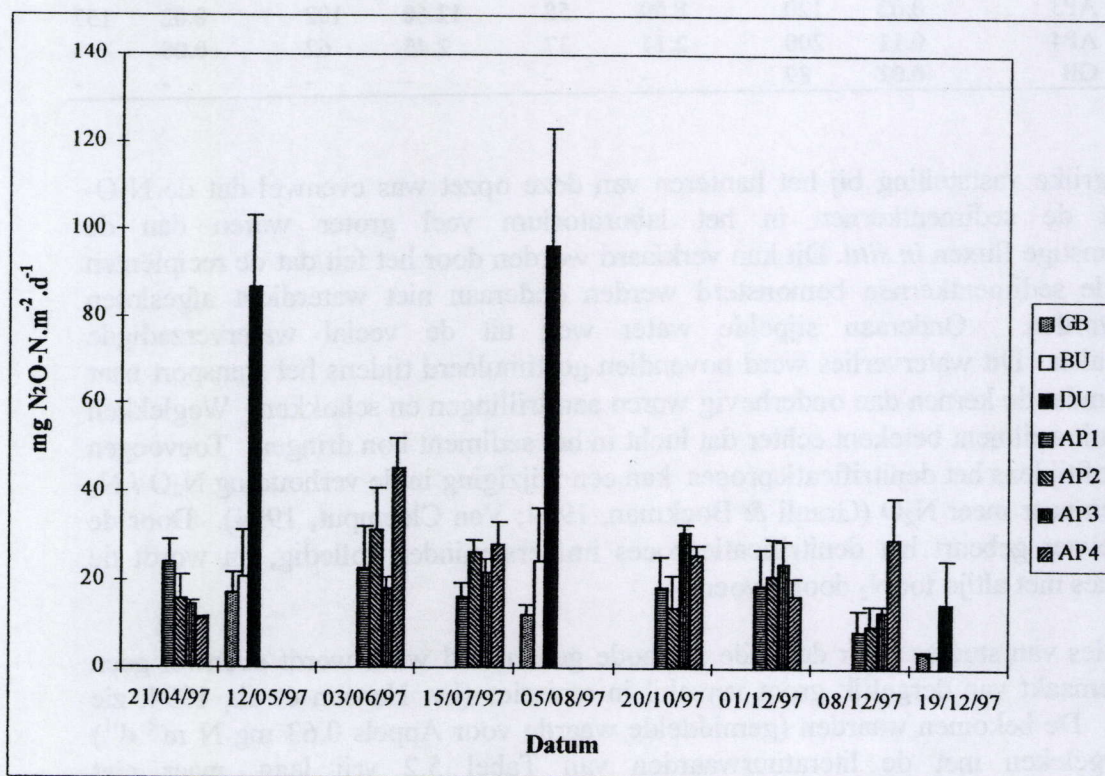


Fig. 8.3: N_2O -emissies bij veldtemperatuur na toevoeging van 10kPa acetyleen (n=3)

De waarden lagen tussen 3 (brakke deel, zijnde Groot Buitenschoor en Burcht, in de winter) en 100 (Durme in de zomer) $\text{mg N m}^{-2} \text{d}^{-1}$. De jaargemiddelden en de variatiecoëfficiënten per monsterpunt zijn weergegeven in Tabel 8.6.

Tabel 8.6: Gemiddelden en variatiecoëfficiënten van de gemeten processen

Proces	Tij	Eenheid	GB	BU	DU	AP tot	AP1	AP2	AP3	AP4	Totaal
Gemiddelden											
N ₂ O emissie incl. resultaten 1996	LW	$\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$	0.12	0.43	0.38	1.04	1.24	1.64	0.93	0.36	0.49
N ₂ O emissie	LW	$\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$	0.16	0.21	<u>0.54</u>	<u>1.39</u>	1.44	2.28	1.36	0.46	0.57
N ₂ O-emissie	HW	$\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$	0.39	<u>0.82</u>	<u>4.40</u>	0.57	0.27	0.73	1.10	0.16	1.54
(N ₂ + N ₂ O)-emissie	HW	$\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$	11.0	16.3	<u>65.8</u>	<u>21.2</u>	18.3	19.9	20.5	26.3	28.6
(N ₂ + N ₂ O)-emissie gecorr.	HW	$\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$	5.0	7.0	39.4	7.9	6.3	7.1	7.8	10.4	14.8
N ₂ /N ₂ O-verhouding	HW		16.9	19.1	<u>19.1</u>	<u>63.2</u>	55.0	18.1	52.0	127.9	29.6
NO ₃ ⁻ -consumptie	HW	$\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$	102	100	<u>177</u>	<u>141</u>	144	136	138	145	130
NO ₃ ⁻ -consumptie gecorr.	HW	$\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$	45.8	38.8	<u>99.1</u>	<u>53.3</u>	54.6	50.9	52.0	55.6	59.2
NH ₄ ⁺ -vrijstelling	HW	$\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$	116.0	124.1	124.1	<u>69.0</u>	87.1	87.7	75.7	25.5	108
(N ₂ + N ₂ O)-emissie/NO ₃ ⁻ -consumptie	HW	%	11.0	15.4	<u>36.6</u>	15.7	13.0	15.8	15.5	18.5	19.7
Variatiecoëfficiënten											
N ₂ O emissie incl. resultaten 1996	LW	$\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$	70	143	84	94	68	127	97	83	98
N ₂ O emissie	LW	$\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$	49	34	54	85	73	110	65	52	55
N ₂ O-emissie	HW	$\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$	28	24	60	75	30	93	79	34	46
(N ₂ + N ₂ O)-emissie	HW	$\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$	62	71	67	38	30	41	32	45	60
(N ₂ + N ₂ O)-emissie gecorr.	HW	$\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$	74	79	75	45	25	38	45	61	68
N ₂ /N ₂ O-verhouding	HW		6	78	98	85	78	48	106	84	67
NO ₃ ⁻ -consumptie	HW	$\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$	22	12	18	20	14	22	23	21	18
NO ₃ ⁻ -consumptie gecorr.	HW	$\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$	73	39	37	50	50	51	46	55	50
NH ₄ ⁺ -vrijstelling	HW	$\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$	115	105	46	75	78	45	93	113	85
(N ₂ + N ₂ O)-emissie/NO ₃ ⁻ -consumptie	HW	%	70	67	66	42	32	53	37	43	61

Uit de tabel blijkt dat de waarden in het brakke deel lager waren dan in het zoete deel. De hoogste waarden kwamen voor in sediment van de Durme. Deze waarden lagen 3 tot 4 x hoger dan de waarden van Appels. In vergelijking met de waarden uit Tabel 5.2 waren de waarden zeer hoog. Ze kwamen overeen met waarden van systemen met een hoge nitraatinput, zoals bemeste graslanden (Colbourn, 1992) of oeverzones op nitraatrijke kwelzones (Hanson et al., 1994). Anderzijds vertoonden estuariene systemen dikwijls lagere waarden (bv. Bowden et al., 1991).

Belangrijke factoren die een impact hebben op de kwaliteit van de schatting zijn de omstandigheden van de emissiebepalingen, m.a.w. de proefopzet, en meer bepaald de eigenschappen van de acetyleen-inhibitietechniek zelf. De voorgestelde denitrificatiewaarden waren immers niet in perfect gesimuleerde veldomstandigheden bekomen. Het is dan ook noodzakelijk deze invloeden in te schatten ten einde een

correctie naar meer realistische veldomstandigheden te bekomen. Dit wordt uiteengezet in volgende paragraaf.

8.2.1.3 Invloed van de proefopzet

In een overzicht van studies van denitrificatie in zoetwatersystemen stelde Bowden (1987) vast dat veel studies werden uitgevoerd in omstandigheden die denitrificatie sterk begunstigen. Een factor die een stimulerend effect had op denitrificatie was ongetwijfeld de toevoeging van de nitraatconcentratie van 10 mg N L^{-1} in het bovenstaand water. Uit Hoofdstuk 3 is immers gebleken dat dergelijke concentratie voor de Zeeschelde nogal hoog is, zeker tijdens de zomer. Uit de verkennende experimenten bleek echter dat de N_2O -emissie bij 10kPa acetyleen evenredig steeg met de initiële nitraatconcentratie (Hoofdstuk 4.3.2). Hoe ver denitrificatie kan stijgen met de initiële nitraatconcentratie bleek uit Van Oostrom & Russell (1994). Bij een nitraateffluent van 87 mg N L^{-1} werden in een rietland denitrificatiewaarden van maar liefst $3800 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ vastgesteld (zie ook Tabel 5.2).

Denitrificatiewaarden kunnen dus op eenvoudige wijze volgens een lineair verband gecorrigeerd worden voor de heersende nitraatconcentraties in het overspoelend water. De bekomen emissiewaarden zouden aldus een maximale overschatting opleveren voor de zomermaanden en in het zoete deel, nl. een overschatting met een factor 10. Tijdens de winter en in het brakke deel zou de overschatting dan minimaal zijn, nl. minder dan een factor 2.

De denitrificatiewaarden bij veldtemperatuur, gecorrigeerd voor de werkelijke nitraatconcentraties in het rivierwater op het ogenblik van de monsternamen (Tabel 8.1), zijn weergegeven in Fig. 8.4.

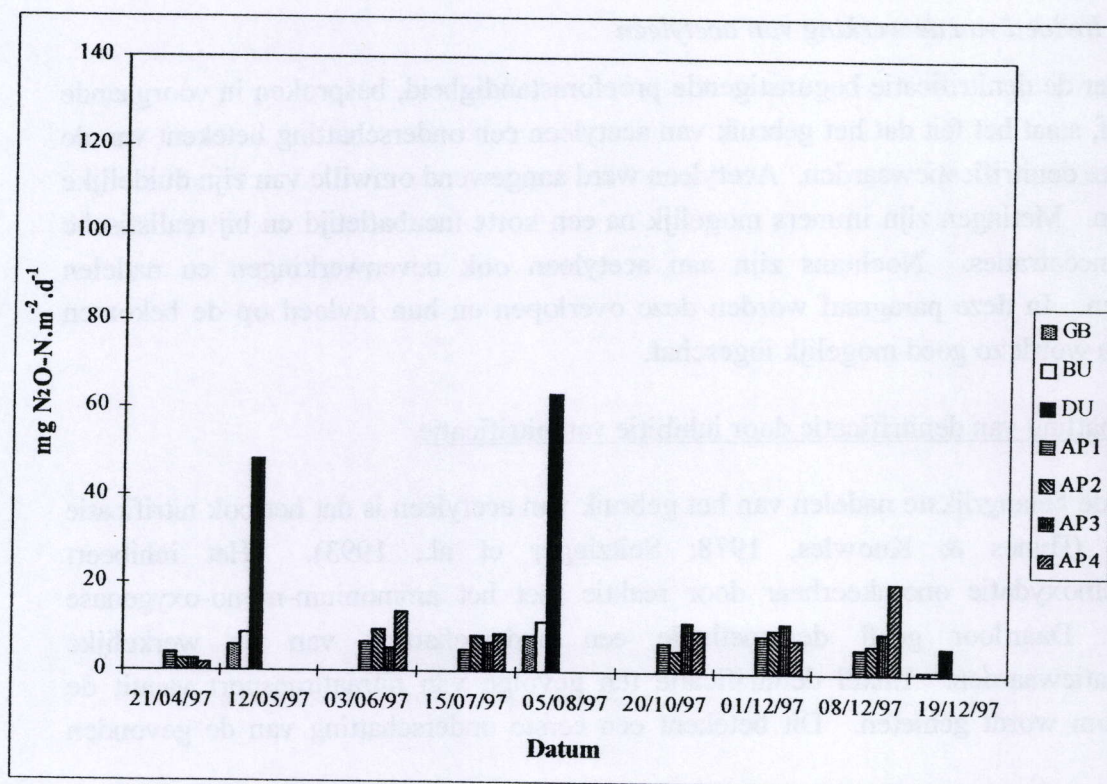


Fig. 8.4: Denitrificatiewaarden gecorrigeerd voor de nitraatconcentratie van de rivier op het ogenblik van de monsternamen

Ondanks het feit dat de aangepaste waarden veel lager zijn dan de niet gecorrigeerde, zijn ze toch nog hoog in vergelijking met de waarden uit Tabel 5.2. De waarden van de Durme blijven boven $40 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ wat nog steeds zeer hoog te noemen is. Ook zijn de waarden van het brakke deel (Burcht en het Groot Buitenschoor) gezien de hogere nitraatconcentraties in de waterkolom relatief hoger geworden t.o.v. de punten in het zoete deel (Tabel 8.6). Niettemin blijven ze lager dan in het zoete deel.

Bij deze correctie moeten twee opmerkingen gemaakt worden. Ten eerste vertoont de concentratie van nitraat in de Zeeschelde een stijgende trend, zoals werd geschetst in Hoofdstuk 3. Dit impliceert dat het belang van getijdengebieden naar stikstofzuivering toe zal toenemen. Ten tweede zijn de gecorrigeerde denitrificatiewaarden zeker geen overschatting van de werkelijkheid meer, wel integendeel. De acetylene-techniek brengt immers beperkingen met zich mee die leiden tot onderschattingen van denitrificatie. Dit wordt in volgende paragraaf uiteengezet.

8.2.1.4 *Invloed van de werking van acetyleen*

Tegenover de denitrificatie begunstigende proefomstandigheid, besproken in voorgaande paragraaf, staat het feit dat het gebruik van acetyleen een onderschatting betekent van de werkelijke denitrificatiewaarden. Acetyleen werd aangewend omwille van zijn duidelijke voordelen. Metingen zijn immers mogelijk na een korte incubatietijd en bij realistische nitraatconcentraties. Nochtans zijn aan acetyleen ook nevenwerkingen en nadelen verbonden. In deze paragraaf worden deze overlopen en hun invloed op de bekomen resultaten wordt zo goed mogelijk ingeschat.

Onderschatting van denitrificatie door inhibitie van nitrificatie

Een van de belangrijkste nadelen van het gebruik van acetyleen is dat het ook nitrificatie inhibeert (Hynes & Knowles, 1978; Seitzinger et al., 1993). Het inhibeert ammoniumoxydatie onomkeerbaar door reactie met het ammonium-mono-oxygenase enzym. Daardoor geeft de methode een onderschatting van de werkelijke denitrificatiewaarden. Enkel denitrificatie ten gevolge van nitraattransport vanuit de waterkolom wordt gemeten. Dit betekent een eerste onderschatting van de gevonden waarden.

Om in te schatten hoe groot die onderschatting wel is werden in Tabel 5.2. voor verschillende studies waarden nitrificatie, van de eraan gekoppelde denitrificatie, en van denitrificatie t.g.v. nitraatflux naast elkaar gezet. Denitrificatie t.g.v. nitrificatie bedroeg tussen 3 en 100% van de overeenkomstige nitrificatiewaarden. Deze variatie kan nauwelijks groter zijn. Denitrificatie t.g.v. nitrificatie bedroeg tussen 7 en 260% van denitrificatie t.g.v. nitraatflux. Deze variatie is eveneens zeer groot, maar er kan een onderscheid gemaakt worden. Bij lage nitraatwaarden in de waterkolom ($<0,1 \text{ mg N L}^{-1}$) zijn de percentages eerder hoog (Seitzinger, 1988). Wanneer nitraatconcentraties in de waterkolom toenemen wordt het aandeel van nitrificatie naar denitrificatie eerder geringer (Nishio et al., 1983).

Het blijft echter onmogelijk om op basis van de bekomen resultaten een betrouwbare schatting te maken van nitrificatie of de daaraan gekoppelde denitrificatie. Vermits de nitraatconcentraties in de sedimenten zeer laag waren (Tabel 8.2), was het met de acetyleentechniek niet mogelijk denitrificatie bij laag water te bepalen. Het gebruik van isotopen was om organisatorische redenen immers niet meer mogelijk binnen de termijn van dit onderzoek. Uit de literatuur (Middelburg et al., 1995), en uit de resultaten van de licht-donker experimenten blijkt echter dat nitrificatiewaarden in de Zeeschelde wellicht niet te veronachtzamen zijn.

Onderschatting van denitrificatie door beperkte werking van acetyleen

Seitzinger et al. (1993) kwam tot de bevinding dat de acetyleen-inhibitietechniek, afgezien van de onderschatting van denitrificatie door de inhibitie van nitrificatie, een onderschatting gaf van denitrificatie t.g.v. de nitraatflux uit bovenstaand water van ongeveer 50%. De acetyleen-inhibitietechniek zou bijgevolg minder dan de helft van de totale denitrificatie in sediment weergeven indien ook de nitrificatie-gekoppelde denitrificatie wordt meegerekend. De beperkte werking van acetyleen is deels te wijten aan onvolledige diffusie binnen het sediment (Oremland et al, 1984). De diffusie wordt vooral belemmerd in sedimenten met hoog klei- of slibgehalte. Sediment van Appels punt 4 bevatte het meest klei. Nochtans werd daar niet systematisch minder denitrificatie vastgesteld.

Acetyleen werd tijdens elke denitrificatiebepaling aangebracht in de gasfase boven het sediment. Nochtans blijkt uit de literatuur dat acetyleen ook dikwijls wordt toegediend door injectie van acetyleenverzadigd water in sedimentkernen (bv. Christensen & Sørensen, 1986). Daarom werd een vergelijkende proef uitgevoerd om na te gaan of er een verschil was tussen deze behandelingen. De directe aanleiding tot het uitvoeren van deze proef waren de geringe verschillen tussen de emissiewaarden met en zonder acetyleen van de denitrificatiebepalingen van 1996. Omwille van de coherentie van het verslag werden de resultaten van de proef in deze paragraaf opgenomen.

De experimenten werden uitgevoerd op sediment van Burcht. Eenzelfde hoeveelheid acetyleen werd toegediend als gas boven het sediment of als acetyleenverzadigd water dat werd geïnjecteerd in de sedimentkern. Omdat het sediment nauwelijks nitraat bevatte, werden ook experimenten uitgevoerd met en zonder toediening van nitraat. Vermits sedimentkernen werden gebruikt zonder bovenstaand water werd het nitraat toegediend als poedervormig KNO_3 . De resultaten zijn weergegeven in Tabel 8.7.

Tabel 8.7: N_2O -emissiewaarden bij verschillende toedieningswijzen van acetyleen (C_2H_2); (g) = onder gasvorm, (vl) = als acetyleenverzadigd water; Behandelingen die per experiment significant van elkaar verschilden (ANOVA, $p < 0.05$, $n=3$) zijn aangeduid met verschillende letters.

Datum	Geen nitraattoediening			0.75 mg NO_3^- -N cm^{-2}		
	Blanco	C_2H_2 (g)	C_2H_2 (vl)	Blanco	C_2H_2 (g)	C_2H_2 (vl)
07/01/97	-	4.12 b	4.48 b	-	-	-
19/02/97	0.86 a	0.99 a	2.39 b	-	-	-
29/01/97	-	0.92 b	0.77 b	-	308 d	220 e
25/02/97	2.12 a	1.49 a	5.02 b	80 c	195 d	136 e

Uit de tabel blijkt dat acetyleen steeds een invloed had op de emissie in vergelijking met de blanco. Wanneer geen nitraat werd toegediend was het verschil tussen de toediening in de gasfase of als geïnjecteerd acetyleenverzadigd water niet altijd significant. Over het algemeen was de emissie bij injectie van acetyleen hoger dan bij toediening in de gasfase. Wanneer echter nitraat werd toegevoegd op het sedimentoppervlak had toediening van acetyleen in de gasfase echter een hogere emissie tot gevolg dan als geïnjecteerde oplossing. Mogelijks is dit te wijten doordat het gros van de N_2O productie plaatsvond aan het oppervlak. In het geval van injectie van acetyleen was de werking ervan dan mogelijks deels verminderd omdat het ook op diepere plaatsen terecht kwam waar N_2O productie wellicht minder voorkwam, zodat het in lagere concentratie de plaats bereikte waar de meeste productie gebeurde.

Een andere factor die een onderschatting van denitrificatie teweegbrengt is de interactie van sulfide op de werking van acetyleen. Sulfide maakt acetyleenblokkering van N_2O -reductase ongedaan. Dit kan vooral problematisch zijn in sterk organische mariene sedimenten (Tam & Knowles, 1979). Aangenomen werd dat deze invloed eerder beperkt was voor de betreffende sedimenten van de Zeeschelde.

Als besluit van de proef kan bijgevolg gesteld worden dat toediening van acetyleen in de gasfase boven het sediment zeker geen verkeerde manier van werken was in geval nitraat aan het sediment werd toegediend.

8.2.2 N_2O -Emissie

De N_2O -emissies *in situ* bij laag water werden bekomen tijdens de campagnes van 1996 en van 1997. De waarden bij hoog water werden enkel geregistreerd tijdens de campagne van 1997. Tabel 8.6 toont de jaargemiddelden en de variatiecoëfficiënten van enerzijds de campagne van 1996 en 1997 samen, anderzijds deze van enkel 1997. Deze opsplitsing werd gemaakt om een vergelijking tussen laag en hoog water te kunnen maken, zonder daarbij de informatie van 1996 te verliezen.

8.2.2.1 Laag water

De resultaten van beide campagnes zijn samen voorgesteld in Fig. 8.5.

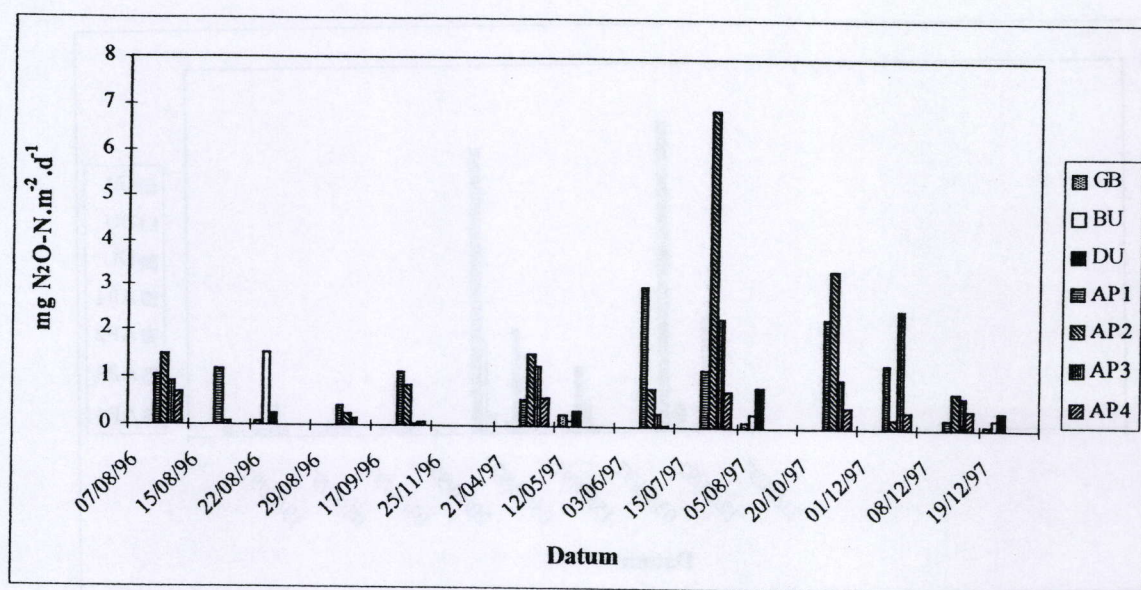


Fig. 8.5: N₂O-Emissies bij laag water (n=4)

De waarden situeerden zich tussen 0 en 6,9 mg N m⁻² d⁻¹. Gemiddeld waren de waarden lager in 1996 dan in 1997. Een merkwaardige vaststelling hierbij was dat de variatie van de waarden van 1997 geringer was dan deze van 1996 en 1997 samen. De waarden waren het hoogst voor Appels punt 2, en het laagst voor het Groot Buitenschoor (Tabel 8.6). De waarden van de satellietpunten waren over het algemeen lager dan deze van Appels.

De literatuurwaarden van N₂O-emissie in Tabel 5.2 zijn waarden bij laag water. Vergelijking met de resultaten toonde aan dat de emissies uit de getijdengebieden van de Zeeschelde zeer hoog waren. Nochtans werden zowel door Middelburg et al. (1995), als door Meijer (1993) lage emissies uit sediment van de Zeeschelde vastgesteld. De resultaten van Meijer waren echter ook in vergelijking met andere studies, waaronder Groffman et al. (1992) betreffende bosbodems, en Colbourn (1992) betreffende landbouwgrond zeer laag. De resultaten van Middelburg et al. (1995) werden bekomen op dezelfde wijze als de resultaten van de mesocosmos-experimenten. De emissies tijdens deze experimenten waren evenwel een grootteorde hoger dan de hierboven voorgestelde waarden. Deze van Middelburgh et al. (1995) waren daarentegen 2 grootteordes lager. Deze verschillen konden niet verklaard worden door de variatie.

8.2.2.2 Hoog water

De resultaten van de N₂O-emissies bij hoog water bij veldtemperatuur werden voorgesteld in Fig. 8.6.

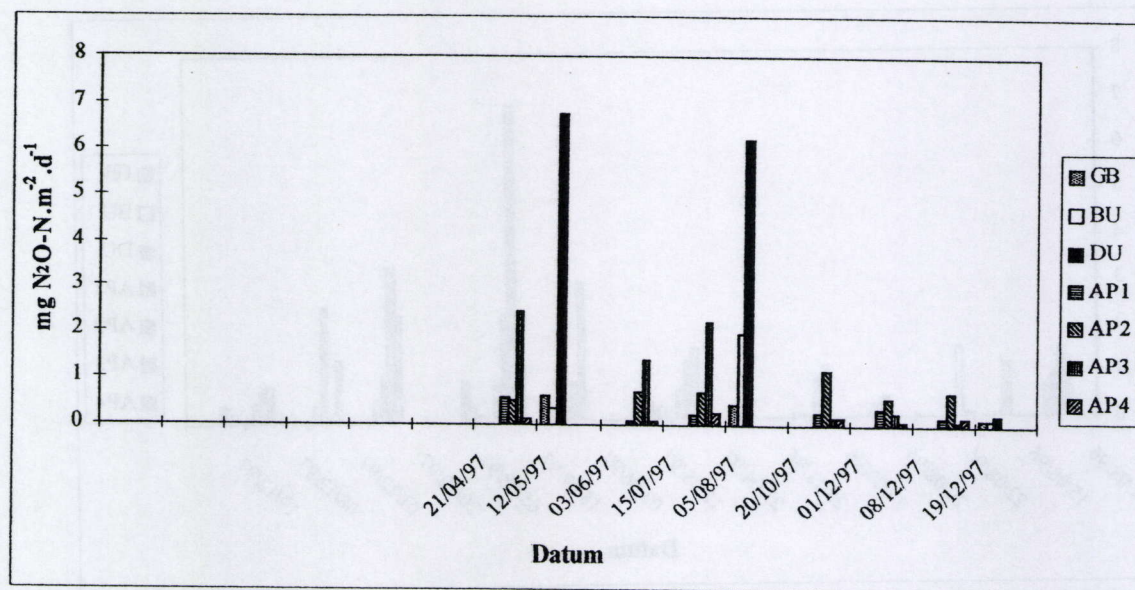


Fig. 8.6: N₂O-emissies bij hoog water en bij veldtemperatuur zonder toevoeging van acetyleen (n=3)

De waarden situeerden zich tussen 0,07 en 6,8 mg N m⁻² d⁻¹. De hoogste waarden werden vastgesteld voor sediment van de Durme (Tabel 8.6). Op de verschillen met de emissies bij laag water wordt verder ingegaan in een volgende paragraaf.

8.2.3 N₂/N₂O-Verhouding

Het belang van deze verhouding is gelegen in feit dat deze waarden in zekere zin de efficiëntie van denitrificatie weerspiegelen. Indien denitrificatie bv. geremd wordt door zuurstof zal de verhouding lager zijn dan wanneer dat niet zo is. De N₂/N₂O-verhoudingen van de waarden van 1997 bij veldtemperatuur zijn weergegeven in Fig. 8.7. Deze waarden slaan enkel op de situatie bij hoog water.

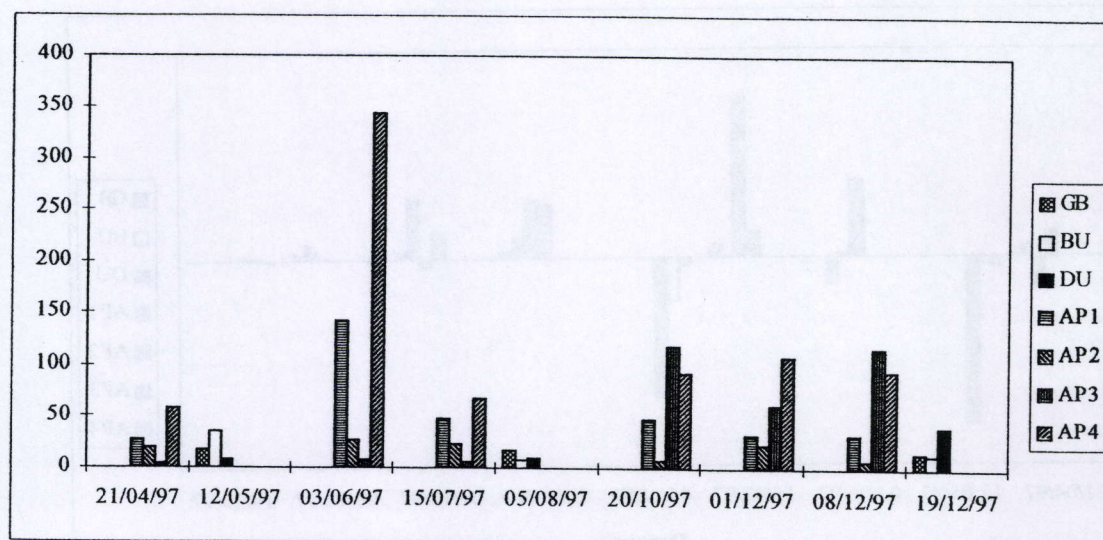


Fig. 8.7: N_2/N_2O -verhoudingen bij hoog water en bij veldtemperatuur

Gemiddeld was de N_2 -emissie 51 x hoger dan de N_2O -emissie. De N_2/N_2O -verhoudingen lagen tussen 3 en 345. De waarden die in de literatuur gevonden werden waren over het algemeen lager voor terrestrische systemen dan voor aquatische (Tabel 5.2). De resultaten kwamen qua grootteorde het best overeen met deze van Kieskamp et al. (1991), al werden in deze studie ook immisies van N_2O vastgesteld. Het is evenwel duidelijk dat de hier voorgestelde N_2/N_2O -verhoudingen hoge waarden zijn.

8.2.4 Vergelijking van denitrificatie en N_2O -emissie tussen laag water en hoog water

In Fig. 8.8 zijn de verschillen weergegeven tussen de N_2O -emissies bij laag water *in situ* en deze bij hoog water (methode 1 resp. 3, zie materiaal en methoden).

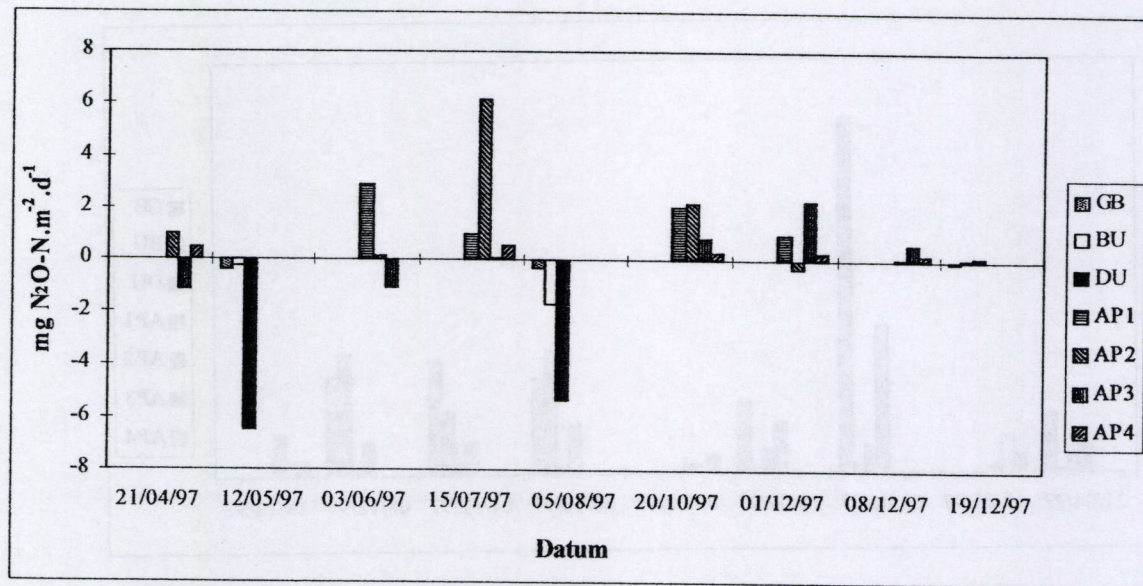


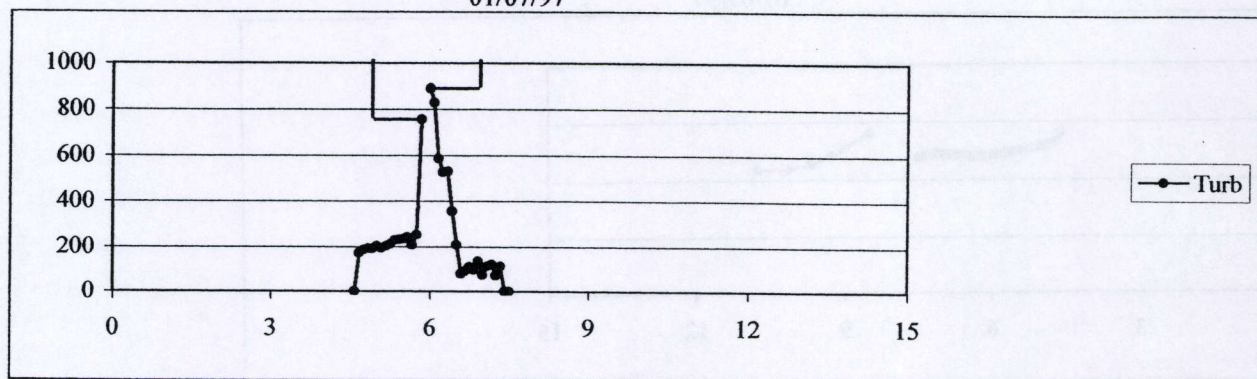
Fig. 8.8: Verschil tussen N₂O-emissies bij laag en hoog water.

De emissies te Appels waren meestal hoger bij laag water. Voor de overige punten waren de emissies eerder hoger bij hoog water. Het is goed mogelijk dat dit onderscheid te wijten was aan een artefact t.g.v. de monsternamen. Te Appels was immers een loopbrug geïnstalleerd waar dit voor de overige punten niet het geval was. Het installeren van de koepels voor de emissie-bepaling in situ kon te Appels gebeuren zonder het sediment te verstoren. Op de andere punten veroorzaakte stappen op de waterverzadigde sedimenten uitstoot van gasbellen uit het sediment. Dit was visueel merkbaar binnen een cirkel met een straal van ongeveer een meter rondom het punt van verstoring. Emissie uit waterverzadigde sedimenten via gasbellen maakt een belangrijk deel uit van de totale emissie (Middelburg et al., 1995). Het is aannemelijk dat deze fractie van de totale emissie door de verstoring niet of slechts deels werd bemonsterd. Daardoor is het mogelijk dat de waarden van de satellietpunten onderschattingen zijn t.o.v. van de waarden te Appels.

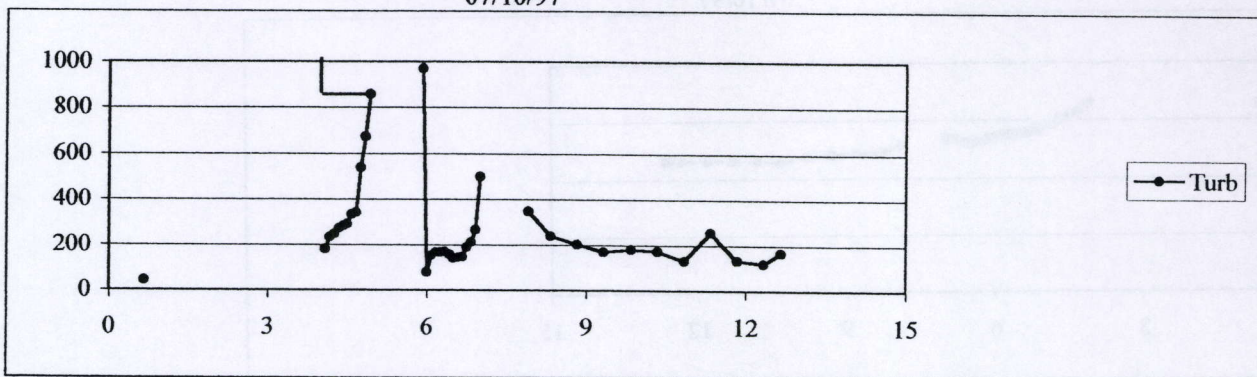
De resultaten in Fig. 8.8 kwamen bovendien tot stand door de resultaten van twee verschillende methoden met elkaar te vergelijken. Daarom werden op 8/12/97 en 19/12/97 de N₂O-bepalingen bij hoog water vergezeld door 2 soorten bepalingen bij laag water: enerzijds methode 1 die reeds sinds 1996 werd toegepast, anderzijds methode 3 (zie materiaal en methoden). Toepassing van methode 3 bij laag water gebeurde door in het laboratorium geen nitraatoplossing op het sediment aan te brengen, *ceteris paribus*. Op die manier werd de emissie bij laag water bepaald via een nieuwe methode die echter nauw aanleunde bij de methode voor de bepaling bij nabootsing van hoog water. Het

Turbiditeit (NTU)

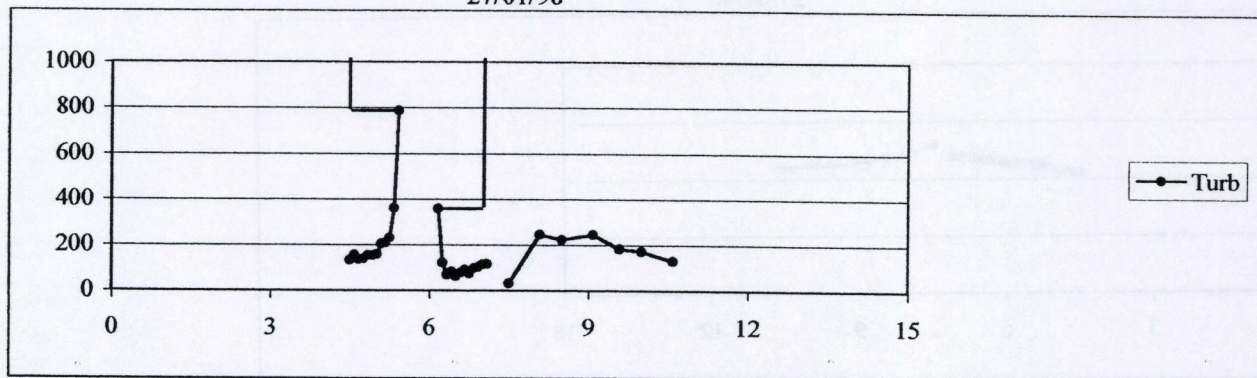
01/07/97



07/10/97



27/01/98



29/04/98

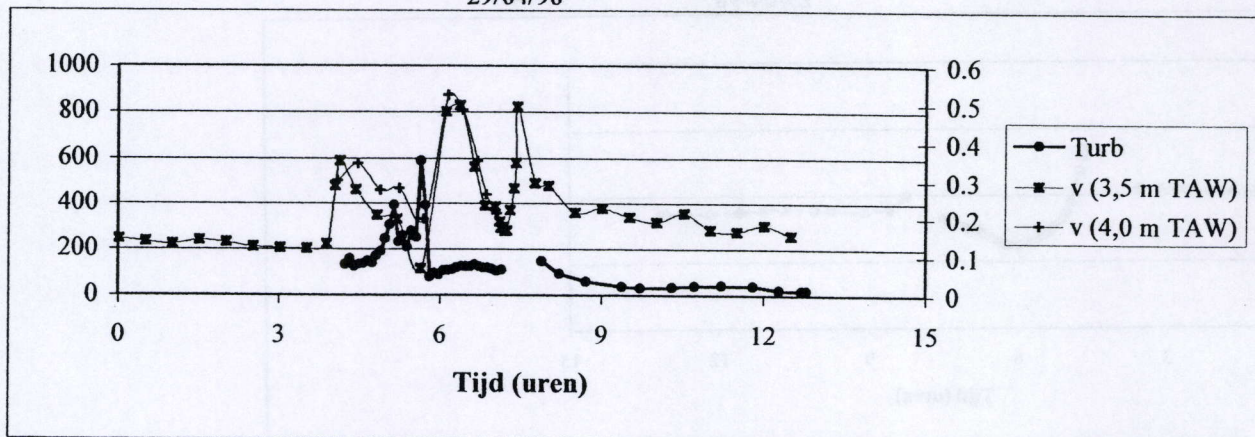
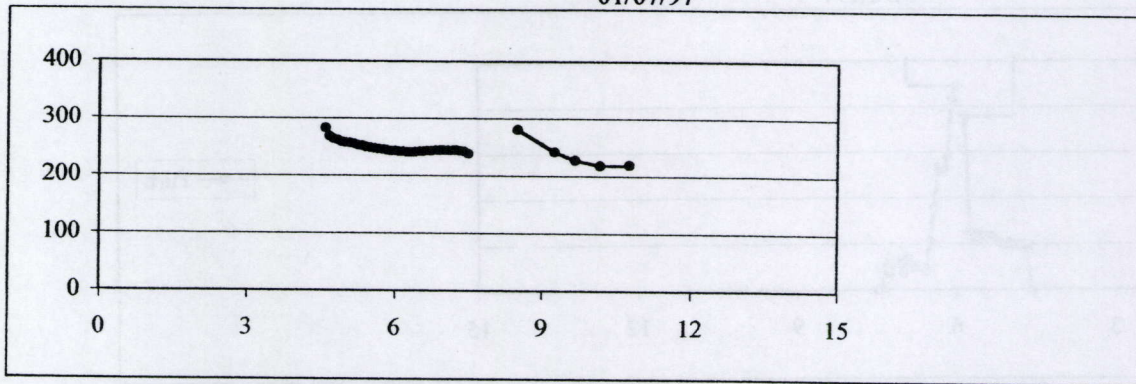
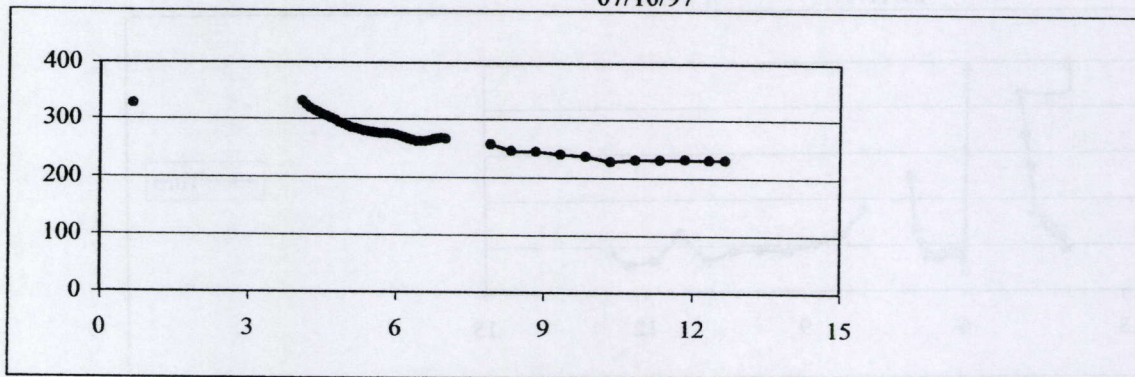


Fig. 9.8: Turbiditeit (resultaten van de datasonde); en stroomsnelheden in raai A (29/04/98)

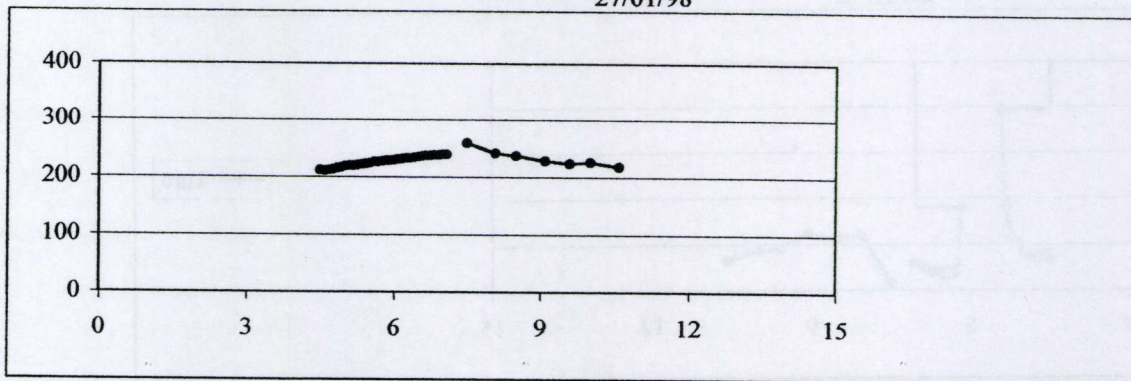
Redoxpotentiala (mV) 01/07/97



07/10/97



27/01/98



29/04/98

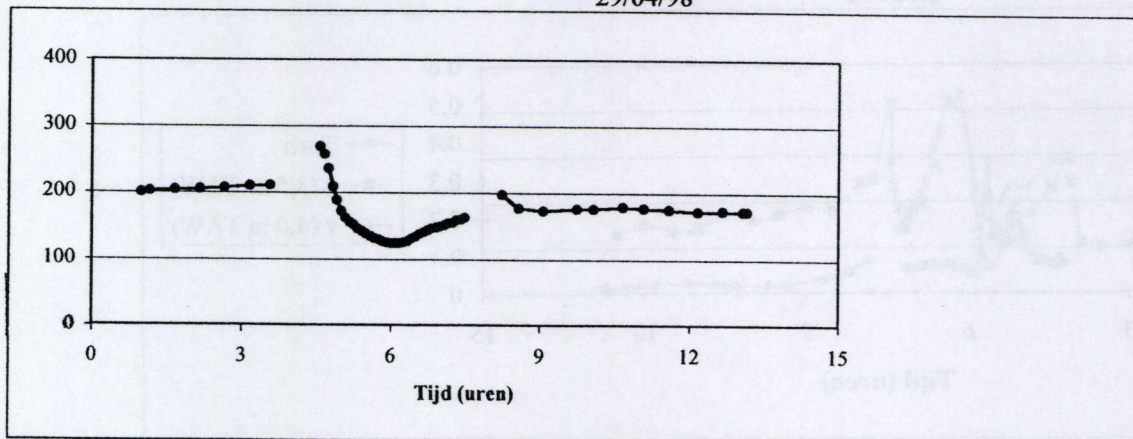
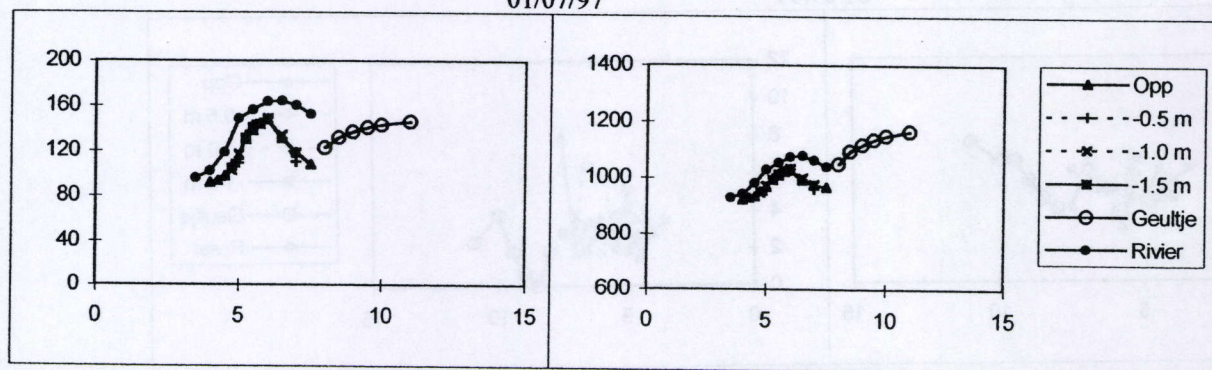


Fig. 9.9: Redoxpotentiala (resultaten van de datasonde)

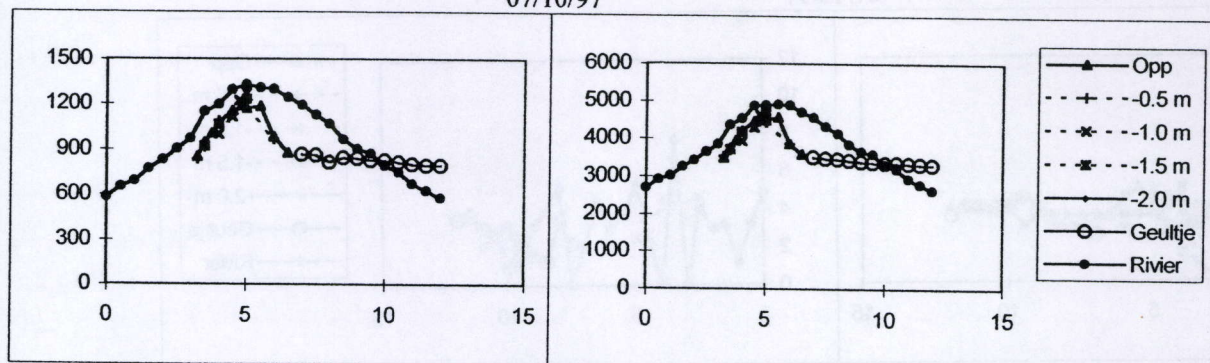
Chloride ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

Spec. Cond. ($\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$)

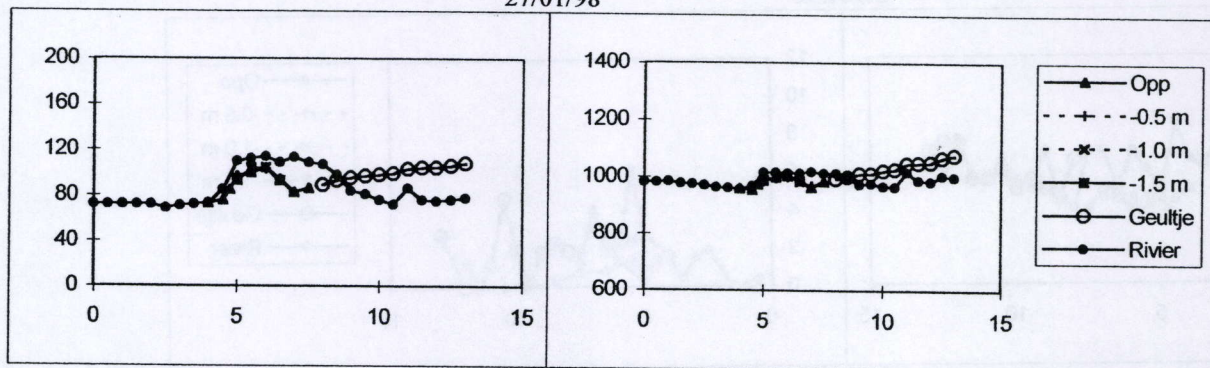
01/07/97



07/10/97



27/01/98



29/04/98

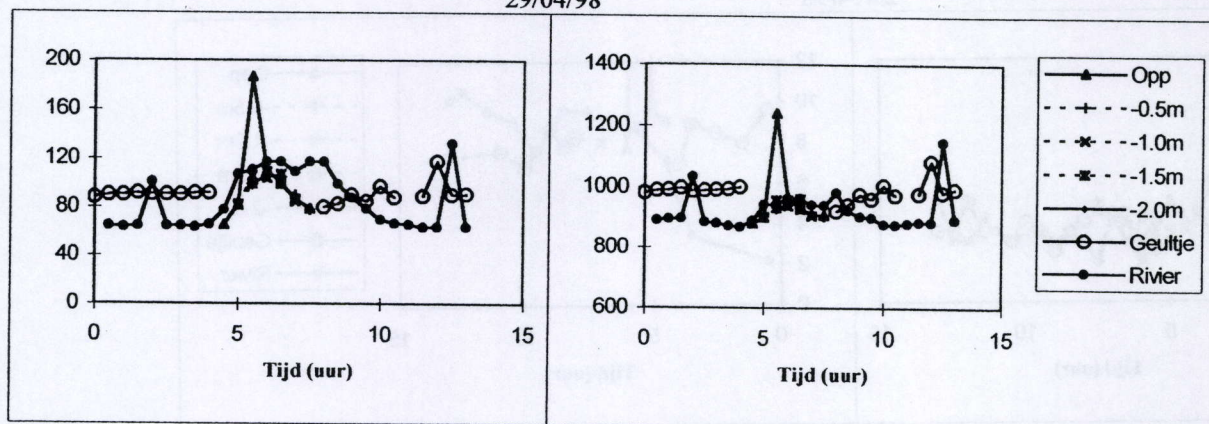


Fig 9.10: Concentratieprofielen van de verschillende waterkwaliteitsparameters

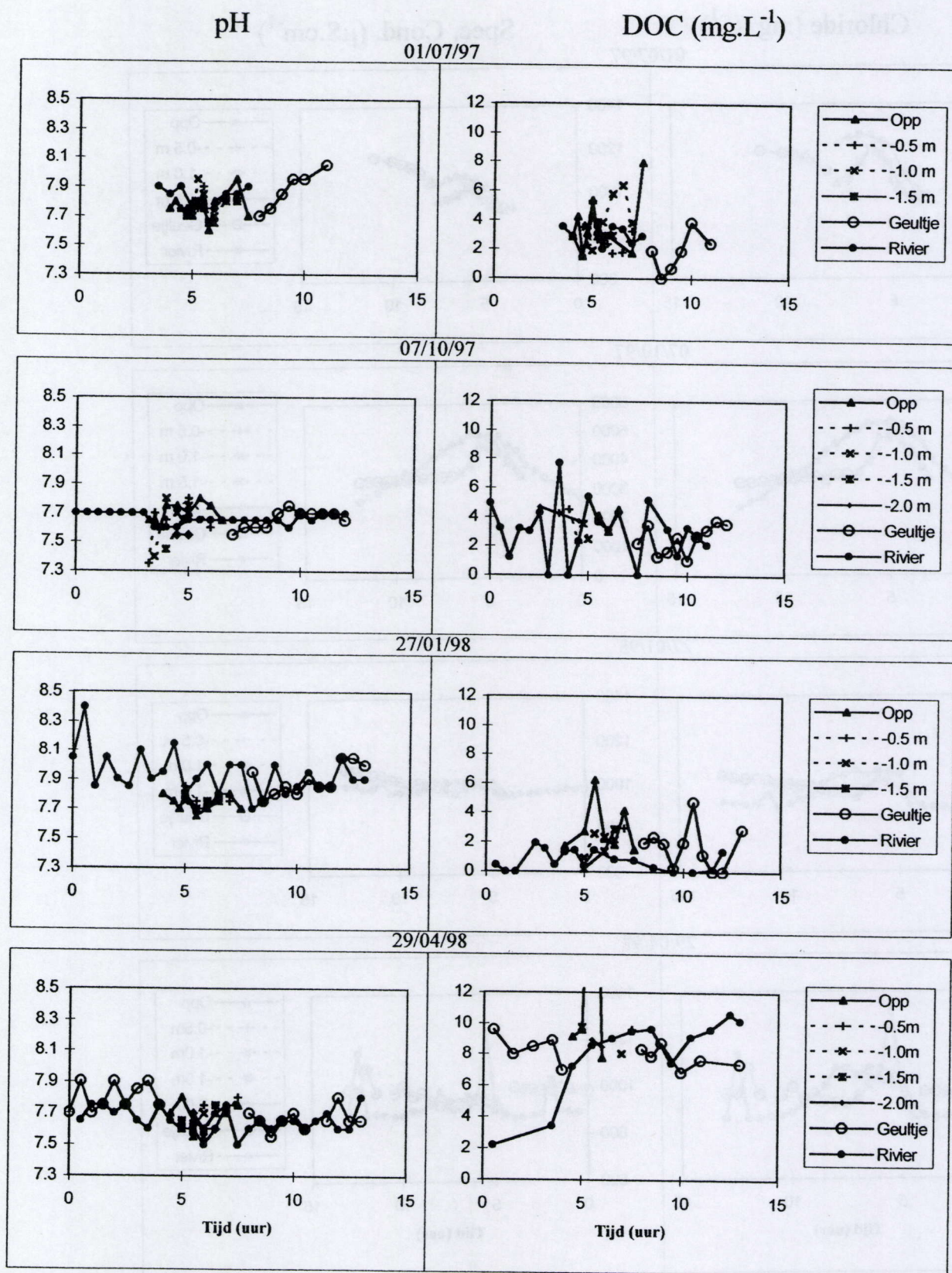
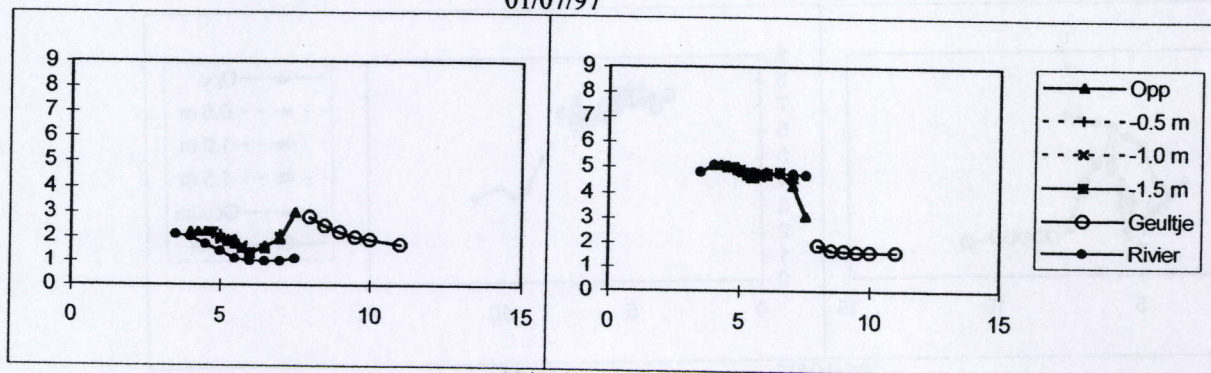


Fig. 9.10: (vervolg)

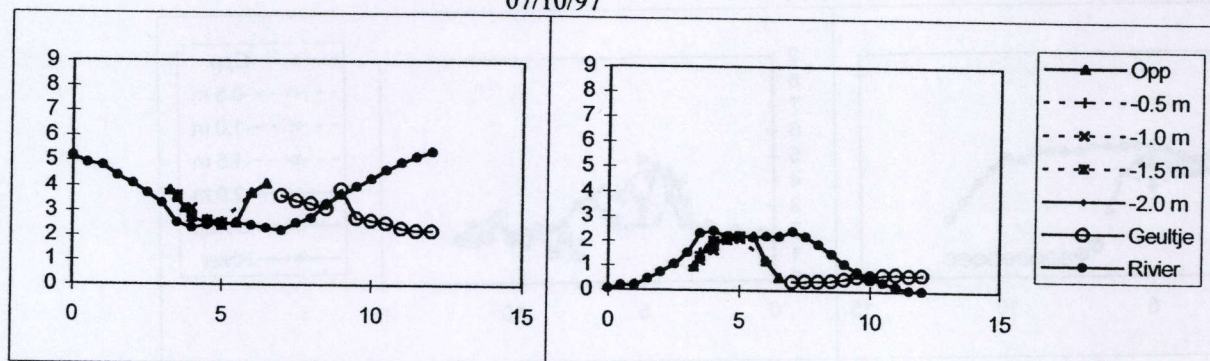
Nitraat (mg N.L⁻¹)

Ammonium (mg N.L⁻¹)

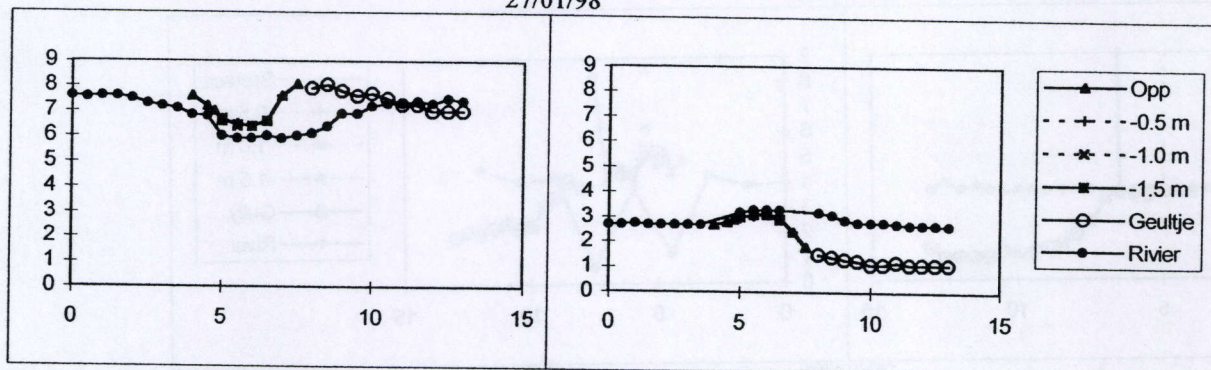
01/07/97



07/10/97



27/01/98



29/04/98

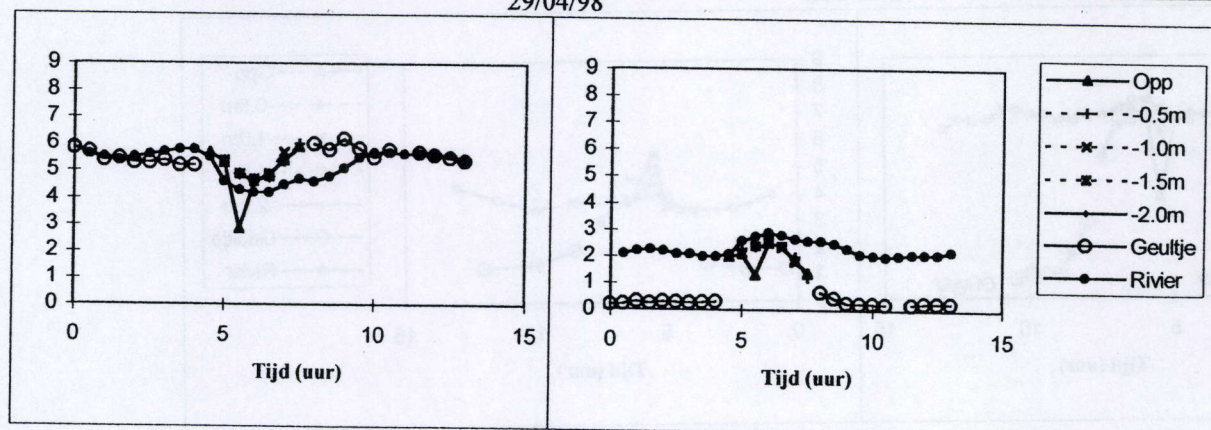


Fig. 9.10: (vervolg)

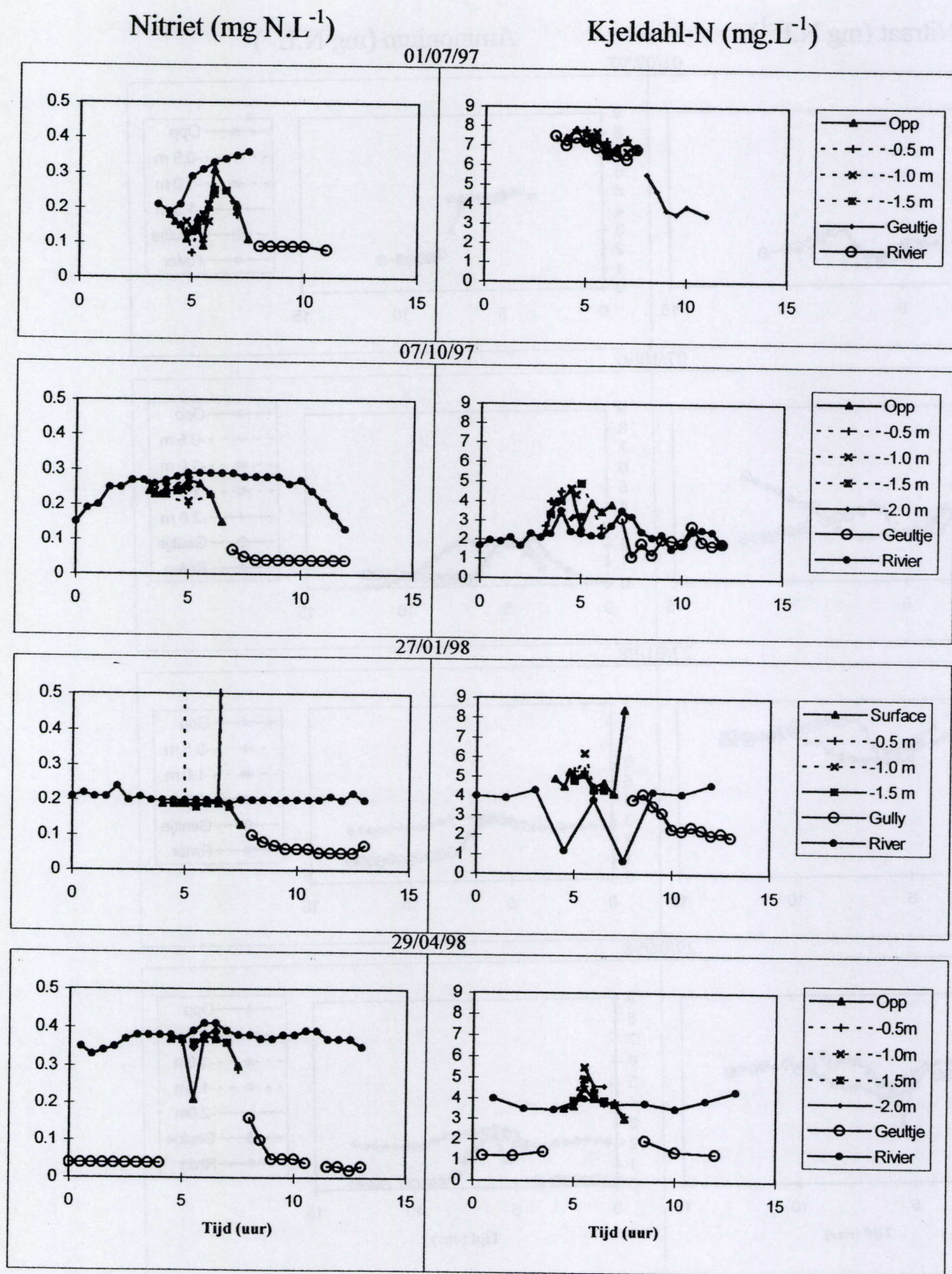
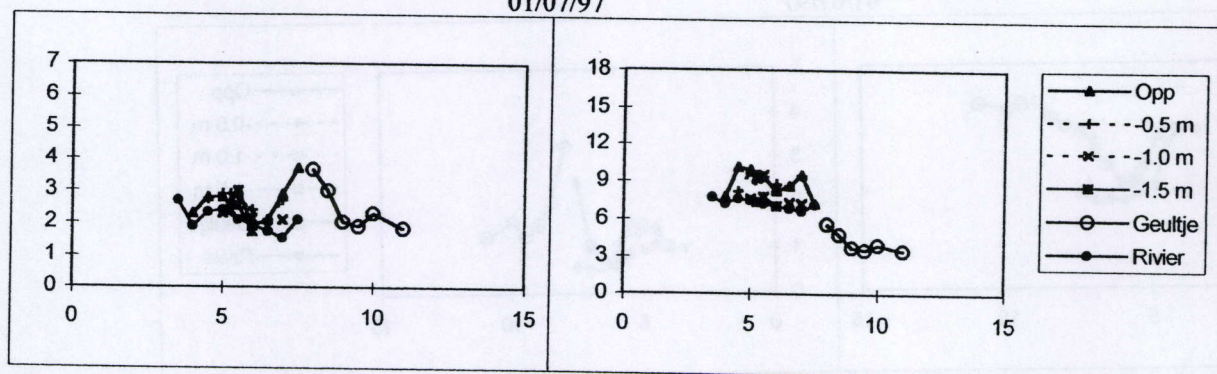


Fig. 9.10: (vervolg)

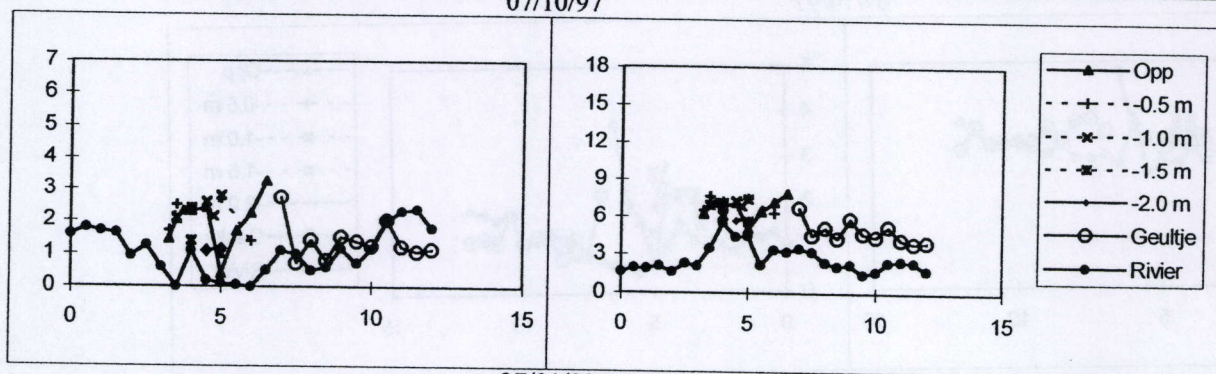
Organische N (mg.L⁻¹)

Totale N (mg.L⁻¹)

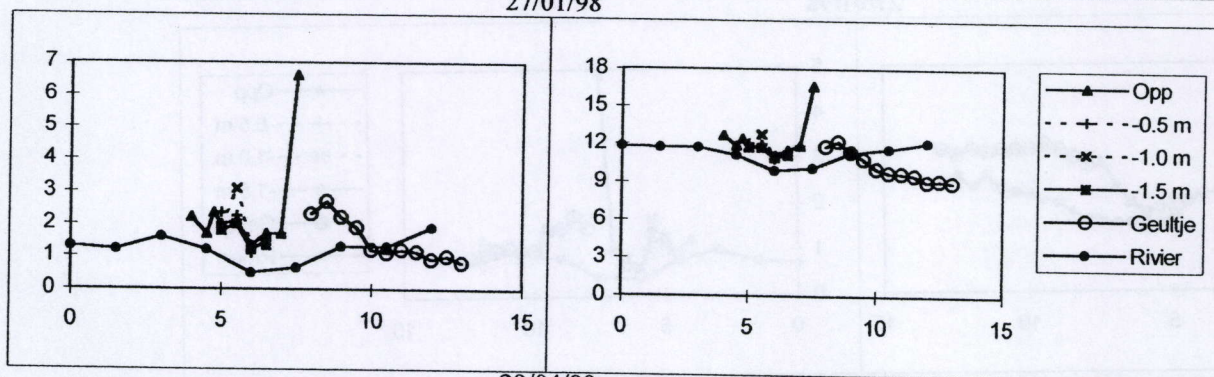
01/07/97



07/10/97



27/01/98



29/04/98

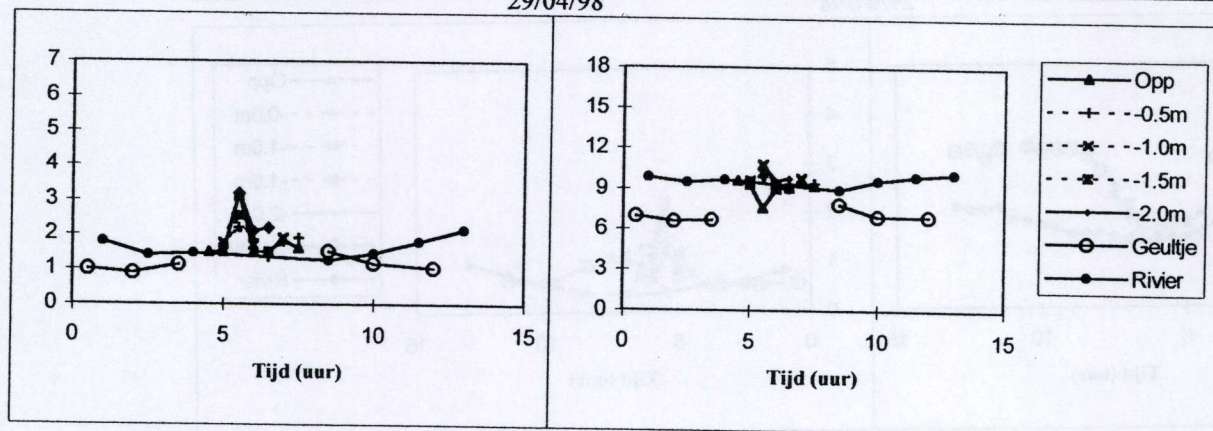
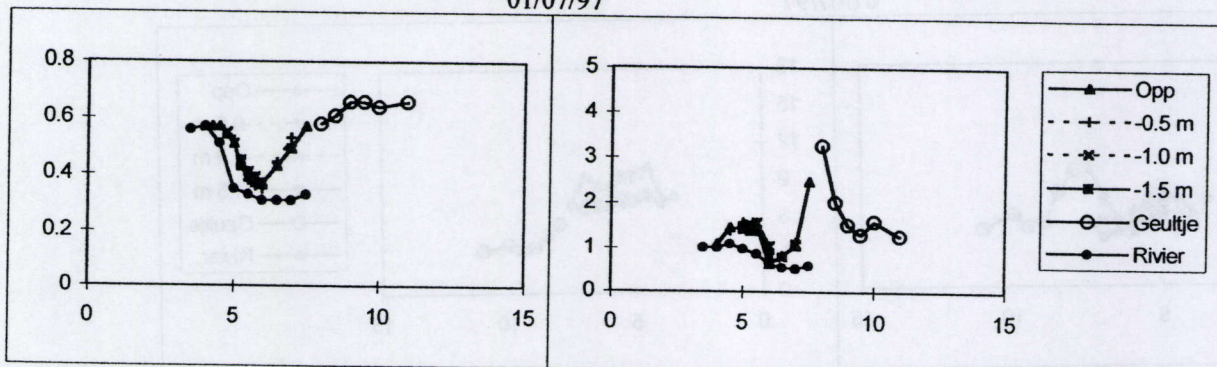


Fig. 9.10: (vervolg)

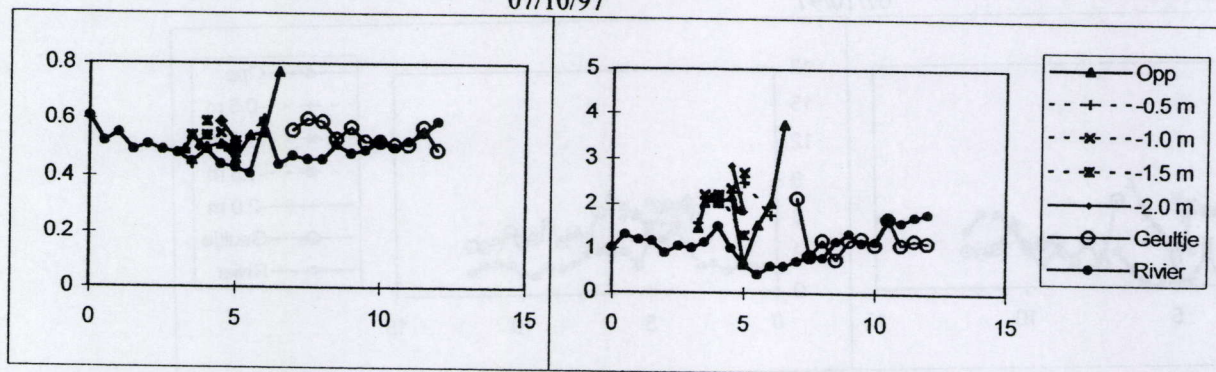
Orthofosfaat (mg P.L⁻¹)

Totaal fosfor (mg P.L⁻¹)

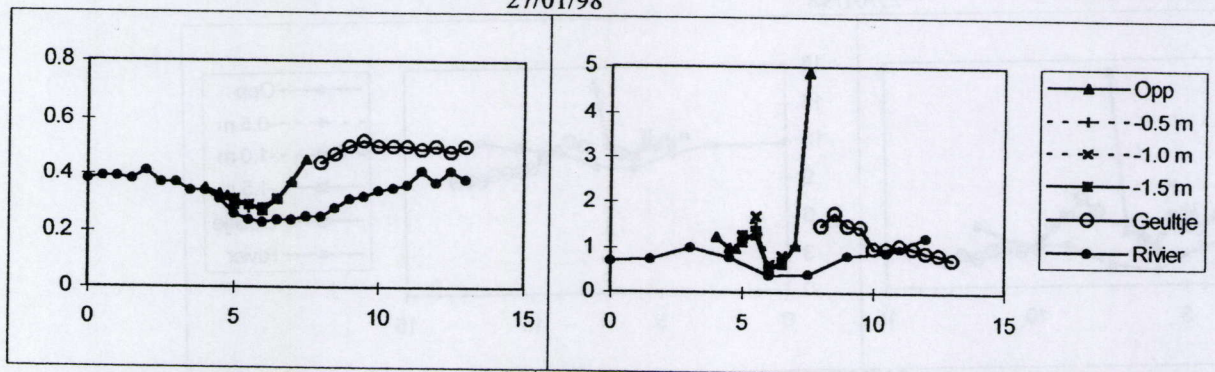
01/07/97



07/10/97



27/01/98



29/04/98

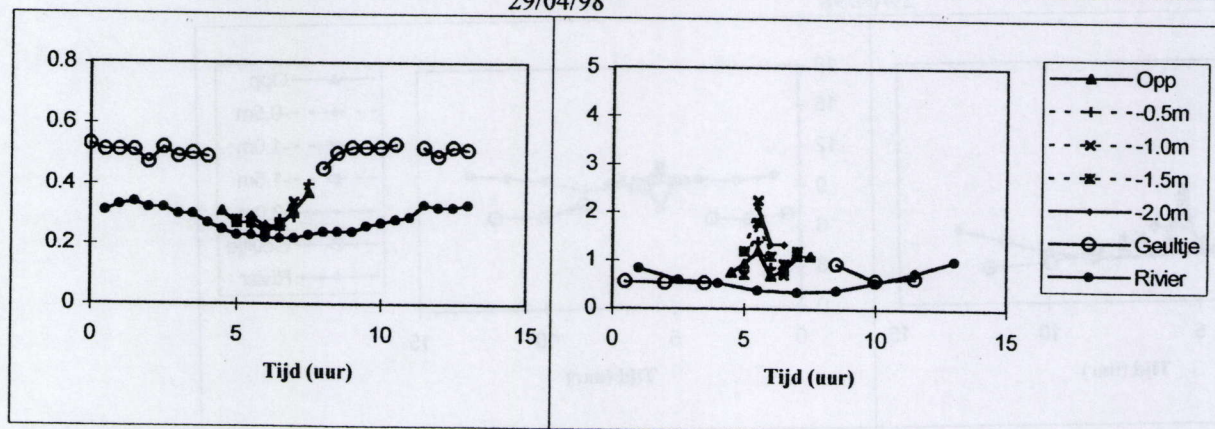
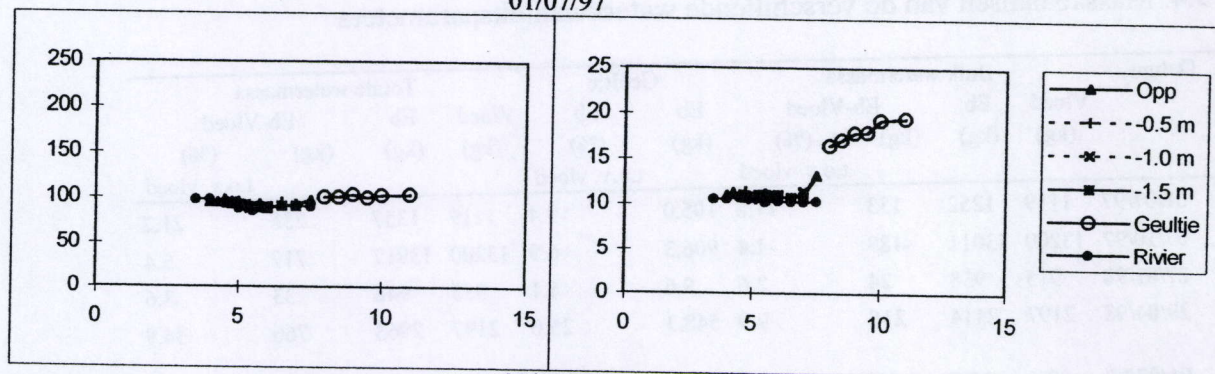


Fig. 9.10: (vervolg)

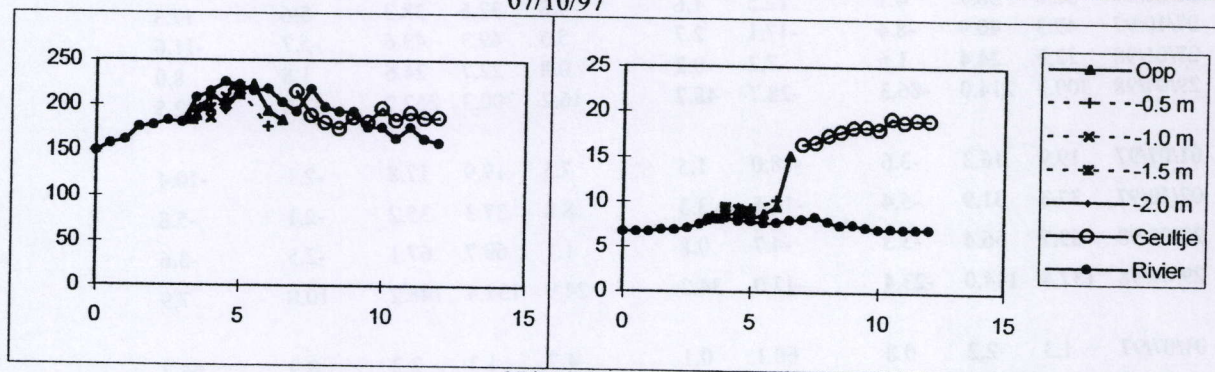
Sulfaat (mg.L^{-1})

Siliciumoxide (mg.L^{-1})

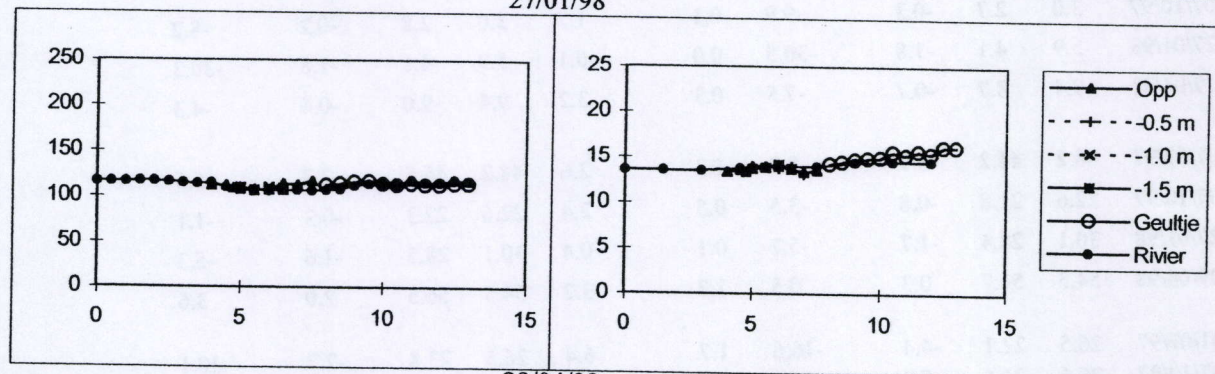
01/07/97



07/10/97



27/01/98



29/04/98

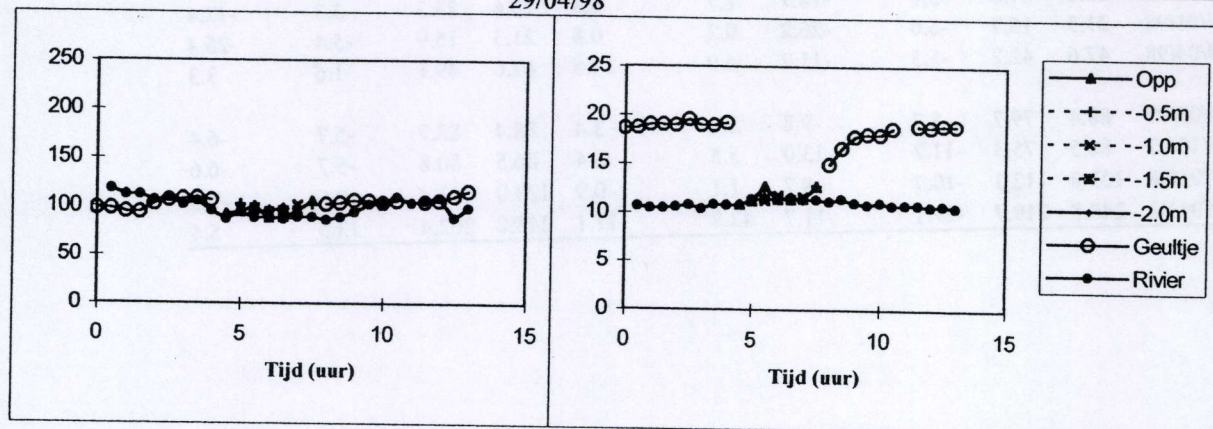


Fig. 9.10: (vervolg)

Tabel 9.4: Massabalansen van de verschillende waterkwaliteitsparameters

	Datum	Bulk watermassa				Geultje		Totale watermassa			
		Vloed	Eb	Eb-Vloed	t.o.v. vloed	Eb	t.o.v. vloed	Vloed	Eb	Eb-Vloed	t.o.v. vloed
		(kg)	(kg)	(kg)		(kg)		(kg)	(kg)	(kg)	
Cl ⁻	01/07/97	1119	1252	133	11.8	105.0	9.4	1119	1357	238	21.2
Cl ⁻	07/10/97	13200	13011	-189	-1.4	906.3	6.9	13200	13917	717	5.4
Cl ⁻	27/01/98	915	938	24	2.6	9.6	1.1	915	948	33	3.6
Cl ⁻	29/04/98	2197	2414	218	9.9	548.3	25.0	2197	2963	766	34.9
DOC	01/07/97	32.6	36.7	4.1	12.5	1.6	4.8	32.6	38.3	5.6	17.3
DOC	07/10/97	49.3	40.9	-8.4	-17.1	2.7	5.5	49.3	43.6	-5.7	-11.6
DOC	27/01/98	22.7	24.4	1.6	7.2	0.2	0.8	22.7	24.6	1.8	8.0
DOC	29/04/98	300.3	214.0	-86.3	-28.7	48.7	16.2	300.3	262.7	-37.6	-12.5
NO ₃ ⁻ -N	01/07/97	19.9	16.3	-3.6	-18.0	1.5	7.5	19.9	17.8	-2.1	-10.4
NO ₃ ⁻ -N	07/10/97	37.3	31.9	-5.4	-14.6	3.3	8.8	37.3	35.2	-2.1	-5.8
NO ₃ ⁻ -N	27/01/98	69.7	66.4	-3.3	-4.7	0.8	1.1	69.7	67.1	-2.5	-3.6
NO ₃ ⁻ -N	29/04/98	137.4	114.0	-23.4	-17.0	34.2	24.9	137.4	148.2	10.8	7.9
NO ₂ ⁻ -N	01/07/97	1.3	2.2	0.8	60.1	0.1	4.7	1.3	2.2	0.9	64.7
NO ₂ ⁻ -N	07/10/97	3.0	2.7	-0.3	-9.9	0.1	1.7	3.0	2.8	-0.2	-8.2
NO ₂ ⁻ -N	27/01/98	5.9	4.1	-1.8	-30.5	0.0	0.1	5.9	4.1	-1.8	-30.3
NO ₂ ⁻ -N	29/04/98	9.4	8.7	-0.7	-7.5	0.3	3.2	9.4	9.0	-0.4	-4.3
NH ₄ ⁺ -N	01/07/97	48.2	44.2	-3.9	-8.2	1.2	2.6	48.2	45.5	-2.7	-5.6
NH ₄ ⁺ -N	07/10/97	22.6	21.8	-0.8	-3.5	0.5	2.4	22.6	22.3	-0.3	-1.1
NH ₄ ⁺ -N	27/01/98	30.1	28.4	-1.7	-5.7	0.1	0.4	30.1	28.5	-1.6	-5.3
NH ₄ ⁺ -N	29/04/98	54.5	54.7	0.3	0.5	1.7	3.2	54.5	56.5	2.0	3.6
Org N	01/07/97	26.5	22.1	-4.4	-16.6	1.7	6.4	26.5	23.8	-2.7	-10.1
Org N	07/10/97	26.6	21.6	-5.0	-18.7	1.7	6.3	26.6	23.3	-3.3	-12.4
Org N	27/01/98	21.3	15.7	-5.6	-26.2	0.2	0.8	21.3	15.9	-5.4	-25.4
Org N	29/04/98	47.6	42.2	-5.3	-11.2	6.9	14.5	47.6	49.1	1.6	3.3
Tot N	01/07/97	88.4	79.7	-8.7	-9.8	3.0	3.4	88.4	82.7	-5.7	-6.4
Tot N	07/10/97	86.5	75.3	-11.2	-13.0	5.5	6.4	86.5	80.8	-5.7	-6.6
Tot N	27/01/98	123.0	112.3	-10.7	-8.7	1.1	0.9	123.0	113.4	-9.6	-7.8
Tot N	29/04/98	248.8	219.7	-29.1	-11.7	42.7	17.1	248.8	262.4	13.5	5.4

Tabel 9.4: (vervolg)

Datum		Bulk watermassa				Geultje		Totale watermassa			
		Vloed (kg)	Eb (kg)	Eb-Vloed		Eb (kg)	Vloed (kg)	Eb (kg)	Eb-Vloed		
				(kg)	(%)				(kg)	(%)	
											t.o.v. vloed
PO ₄ ³⁻ -P	01/07/97	5.0	4.2	-0.7	-14.6	0.5	9.7	5.0	4.7	-0.2	-4.9
PO ₄ ³⁻ -P	07/10/97	6.7	6.3	-0.4	-6.5	0.6	8.8	6.7	6.9	0.2	2.3
PO ₄ ³⁻ -P	27/01/98	3.2	3.1	-0.1	-3.2	0.0	1.5	3.2	3.1	-0.1	-1.6
PO ₄ ³⁻ -P	29/04/98	7.5	6.3	-1.2	-15.5	3.1	41.3	7.5	9.4	1.9	25.8
Tot P	01/07/97	14.2	9.8	-4.4	-30.8	1.3	9.1	14.2	11.1	-3.1	-21.7
Tot P	07/10/97	28.1	21.4	-6.7	-23.9	1.5	5.2	28.1	22.8	-5.3	-18.7
Tot P	27/01/98	12.0	8.4	-3.5	-29.6	0.1	1.1	12.0	8.6	-3.4	-28.5
Tot P	29/04/98	28.0	24.7	-3.2	-11.6	4.0	14.2	28.0	28.7	0.7	2.6
SO ₄ ²⁻	01/07/97	918	881	-37	-4.1	77.3	8.4	918	958	40	4.4
SO ₄ ²⁻	07/10/97	2505	2430	-75	-3.0	209.2	8.4	2505	2639	134	5.3
SO ₄ ²⁻	27/01/98	1119	1079	-40	-3.5	11.3	1.0	1119	1090	-28	-2.5
SO ₄ ²⁻	29/04/98	2511	2236	-275	-10.9	635.9	25.3	2511	2872	361	14.4
SiO ₂	01/07/97	108	106	-1.8	-1.6	14.0	12.9	108	120	12.2	11.3
SiO ₂	07/10/97	111	109	-2.3	-2.0	19.4	17.5	111	128	17.2	15.5
SiO ₂	27/01/98	140	136	-4.5	-3.2	1.5	1.1	140	137	-3.0	-2.1
SiO ₂	29/04/98	292	272	-20.3	-7.0	111.3	38.1	292	383	91.0	31.2

Tabel 9.5: Massaverhoudingen per parameter van eb t.o.v. vloed, en vergelijking hiervan tussen de parameters en het water zelf

	Datum	Bulk watermassa			Geultje			Totaal		
		% t.o.v. vloed			% t.o.v. vloed			% t.o.v. vloed		
		Parameter	Water	Verschil	Parameter	Water	Verschil	Parameter	Water	Verschil
Cl ⁻	01/07/97	11.8	-2.4	<u>14.2</u>	9.4	7.6	1.8	21.2	5.3	16.0
Cl ⁻	07/10/97	-1.4	-9.8	<u>8.3</u>	6.9	8.6	-1.8	5.4	-1.1	6.6
Cl ⁻	27/01/98	2.6	-3.7	<u>6.3</u>	1.1	1.0	0.1	3.6	-2.7	6.4
Cl ⁻	29/04/98	9.9	-9.6	<u>19.5</u>	25.0	23.3	1.6	34.9	13.7	21.2
DOC	01/07/97	12.5	-2.4	<u>14.8</u>	4.8	7.6	-2.8	17.3	5.3	12.0
DOC	07/10/97	-17.1	-9.8	<u>-7.4</u>	5.5	8.6	-3.1	-11.6	-1.1	-10.5
DOC	27/01/98	7.2	-3.7	<u>10.9</u>	0.8	1.0	-0.1	8.0	-2.7	10.8
DOC	29/04/98	-28.7	-9.6	<u>-19.1</u>	16.2	23.3	-7.1	-12.5	13.7	-26.2
NO ₃ ⁻ -N	01/07/97	-18.0	-2.4	<u>-15.6</u>	7.5	7.6	-0.1	-10.4	5.3	-15.7
NO ₃ ⁻ -N	07/10/97	-14.6	-9.8	<u>-4.8</u>	8.8	8.6	0.2	-5.8	-1.1	-4.6
NO ₃ ⁻ -N	27/01/98	-4.7	-3.7	<u>-1.0</u>	1.1	1.0	0.1	-3.6	-2.7	-0.9
NO ₃ ⁻ -N	29/04/98	-17.0	-9.6	<u>-7.4</u>	24.9	23.3	1.6	7.9	13.7	-5.8
NO ₂ ⁻ -N	01/07/97	60.1	-2.4	<u>62.5</u>	4.7	7.6	-3.0	64.7	5.3	59.5
NO ₂ ⁻ -N	07/10/97	-9.9	-9.8	<u>-0.2</u>	1.7	8.6	-6.9	-8.2	-1.1	-7.1
NO ₂ ⁻ -N	27/01/98	-30.5	-3.7	<u>-26.8</u>	0.1	1.0	-0.9	-30.3	-2.7	-27.6
NO ₂ ⁻ -N	29/04/98	-7.5	-9.6	2.1	3.2	23.3	<u>-20.1</u>	-4.3	13.7	-18.0
NH ₄ ⁺ -N	01/07/97	-8.2	-2.4	<u>-5.8</u>	2.6	7.6	-5.0	-5.6	5.3	-10.9
NH ₄ ⁺ -N	07/10/97	-3.5	-9.8	6.2	2.4	8.6	-6.2	-1.1	-1.1	0.0
NH ₄ ⁺ -N	27/01/98	-5.7	-3.7	<u>-2.0</u>	0.4	1.0	-0.5	-5.3	-2.7	-2.5
NH ₄ ⁺ -N	29/04/98	0.5	-9.6	10.1	3.2	23.3	<u>-20.2</u>	3.6	13.7	-10.1
Org N	01/07/97	-16.6	-2.4	<u>-14.2</u>	6.4	7.6	-1.2	-10.1	5.3	-15.4
Org N	07/10/97	-18.7	-9.8	<u>-9.0</u>	6.3	8.6	-2.3	-12.4	-1.1	-11.3
Org N	27/01/98	-26.2	-3.7	<u>-22.5</u>	0.8	1.0	-0.1	-25.4	-2.7	-22.7
Org N	29/04/98	-11.2	-9.6	<u>-1.6</u>	14.5	23.3	<u>-8.9</u>	3.3	13.7	-10.4
Tot N	01/07/97	-9.8	-2.4	<u>-7.5</u>	3.4	7.6	-4.2	-6.4	5.3	-11.7
Tot N	07/10/97	-13.0	-9.8	<u>-3.2</u>	6.4	8.6	-2.3	-6.6	-1.1	-5.5
Tot N	27/01/98	-8.7	-3.7	<u>-5.0</u>	0.9	1.0	-0.1	-7.8	-2.7	-5.1
Tot N	29/04/98	-11.7	-9.6	<u>-2.1</u>	17.1	23.3	<u>-6.2</u>	5.4	13.7	-8.3

2.6.5 Staalname en analyse

Een HYDROLAB-datasonde werd centraal in het dwarsprofiel van de geul opgesteld. Ze bewoog niet mee met het getij. Bij hoog water bevond ze zich dus op het diepste punt t.o.v. het oppervlak. De sonde registreerde om de 5 minuten.

Om het half uur werd het volledig diepteprofiel van de waterkolom in de geul bemonsterd via de bemonsteringsbuis. Het nasijpelingsgeultje (definitie zie hoofdstuk 2.6.4.3) werd eveneens om het half uur bemonsterd. Tezelfdertijd werd van dit geultje een waterstaal genomen en aan de datasonde gekoppeld.

De parameters die bepaald werden en de gebruikte analysemethoden zijn dezelfde als deze van de bootcampagne (cfr. supra).

2.6.6 Klimatologische omstandigheden

De klimatologische omstandigheden van de tijcycli zijn voorgesteld in Tabel 2.5.

Tabel 2.5: Klimatologische parameters tijdens de onderlinge tijcycli (dagwaarden); bron: KMI

	Temperatuur	Neerslag		Windsnelheid		Windrichting
			1 dag vroeger	Gem.	Max.	
	(°C)	(mm of L.m ⁻²)	(mm of L.m ⁻²)	(km.h ⁻¹)	(km.h ⁻¹)	
	Bornem	Bornem	Bornem	Deurne	Deurne	Deurne
01/07/97	15,2	4,0	3,0	13	32	SW-SE
07/10/97	13,2	1,0	4,0	21	61	WSW-SSW
27/01/98	-2,1	0,0	0,0	5	14	NNE-S
29/04/98	12,0	0,0	2,9	9	25	ESE-ENE

De dagtemperaturen waren min of meer representatief voor de betreffende seizoenen. De tijcyclus van januari ging gepaard met strenge nachtvorst. Dit was ook zo de dag voordien. Er viel geen neerslag, noch op de dag zelf, noch de week voordien. Enkel in juli werd tijdens de tijcyclus zelf beduidend veel neerslag geregistreerd. In oktober viel enkel wat motregen. In juli, oktober, en april was de gemiddelde windrichting georiënteerd van de rivier naar de toegangsgeul. Tijdens de cyclus in januari was het bijna windstil.

3 WATERKWALITEIT VAN DE ZEESCHELDE

3.1 RESULTATEN

De figuren die de verschillende parameters voorstellen konden worden ingedeeld in 2 types grafieken. Enerzijds werden de resultaten van de maandelijkse bootcampagne van december 1995 t.e.m. december 1997 voorgesteld d.m.v. 'kriging plots'. Anderzijds werden ruimtelijke patronen per vijfjaarperiode voorgesteld. Deze data zijn afkomstig van het geïntegreerd databestand van de Zeeschelde (zie Materiaal en methoden). Hierbij waren de trends van de periode 1995-1997 voor ongeveer twee derden samengesteld uit data van de OMES-campagne. De overige data waren afkomstig van de VMM en van het RIKZ.

3.1.1 Temperatuur

Temperatuur vertoonde een duidelijk seizoenaal patroon (Fig. 3.1). De seizoensvariatie bedroeg 20 tot 25 °C. De warmste periode situeerde zich voor beide jaren in augustus. In januari 1997 werd een minimale temperatuur van -0,2 °C vastgesteld tussen Antwerpen en Steendorp. Stroomopwaarts Steendorp was tijdens die maand geen monstername mogelijk wegens ijsvorming. Een belangrijke vaststelling was dat de temperatuur in het brakke deel nadijde op de waarden in het zoete deel. Minimale en maximale waarden op jaarbasis werden in het brakke deel een maand later genoteerd dan in het zoete deel.

3.1.2 Sulfaat en conductiviteit

Sulfaat (Fig 3.2), en specifieke conductiviteit (Fig. 3.3), vertoonden bijna identieke patronen. Deze parameters namen snel af van de Belgisch-Nederlandse grens tot de zone rond Kruibeke. In dit deel van de Zeeschelde was voor elk een duidelijke seizoensvariatie merkbaar. Tijdens de zomer schoof de zoutgradiënt 10 tot 15 km stroomopwaarts op. Voor sulfaat was dit eveneens het geval. In het zoete deel was een heel geringe seizoensdifferentiatie vast te stellen, met hogere concentraties tijdens de warmste periode van het jaar. De vijfjaargemiddelden van de jaren negentig verschilden niet noemenswaardig van de overige waarden (Fig. 3.4).

Temperatuur (°C)

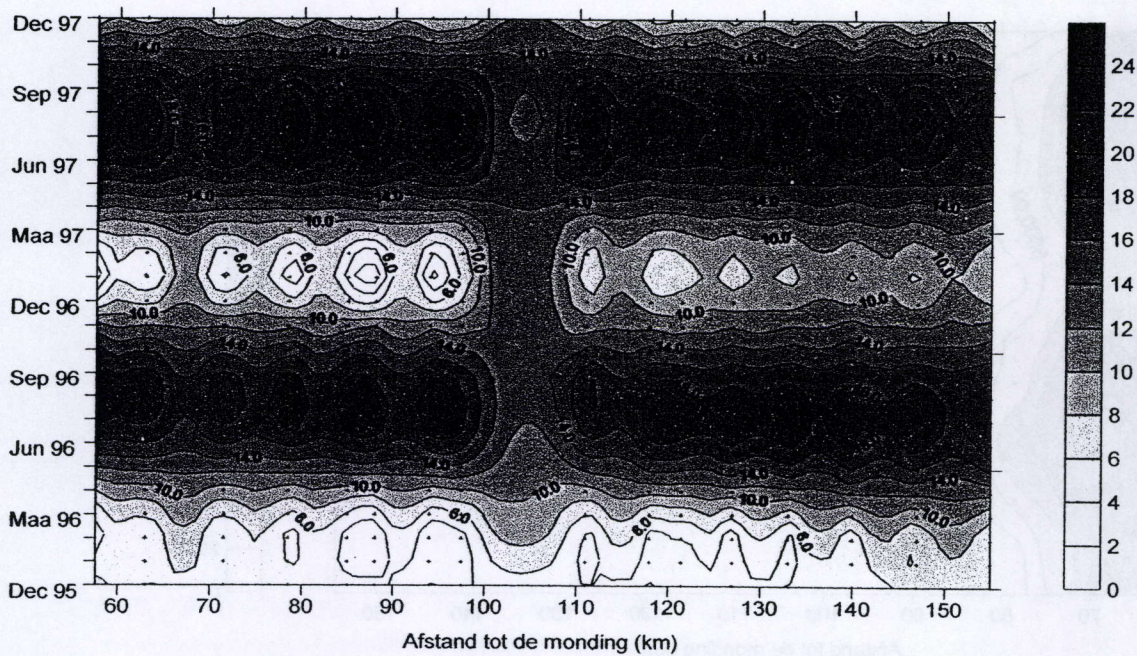


Fig. 3.1: Watertemperatuur in de Zeeschelde (resultaten OMES-bootcampagne)

SO_4^{2-} (mg L⁻¹)

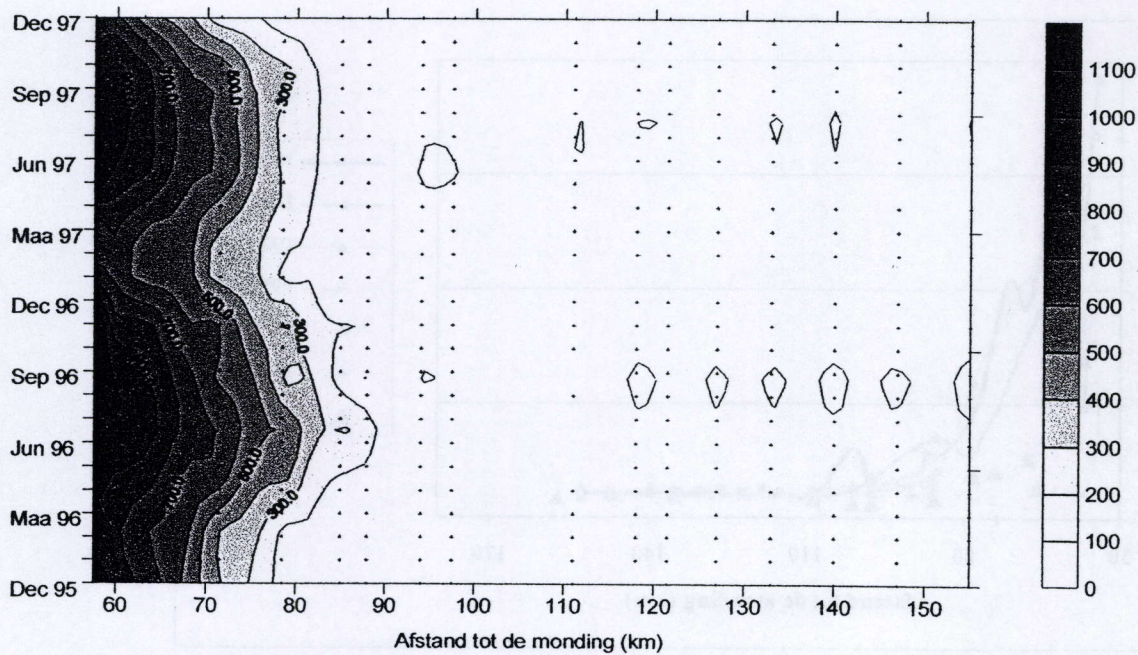


Fig. 3.2: Sulfaat in de Zeeschelde (resultaten OMES-bootcampagne)

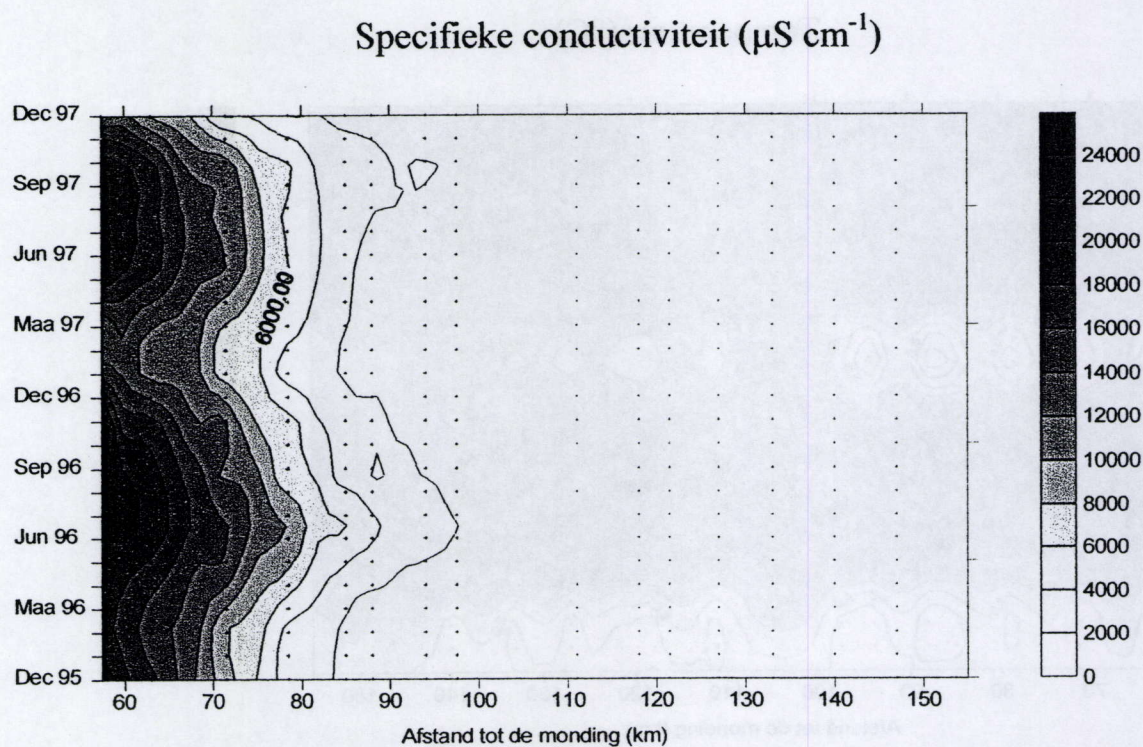


Fig. 3.3: Specifieke conductiviteit in de Zeeschelde (resultaten OMES-bootcampagne)

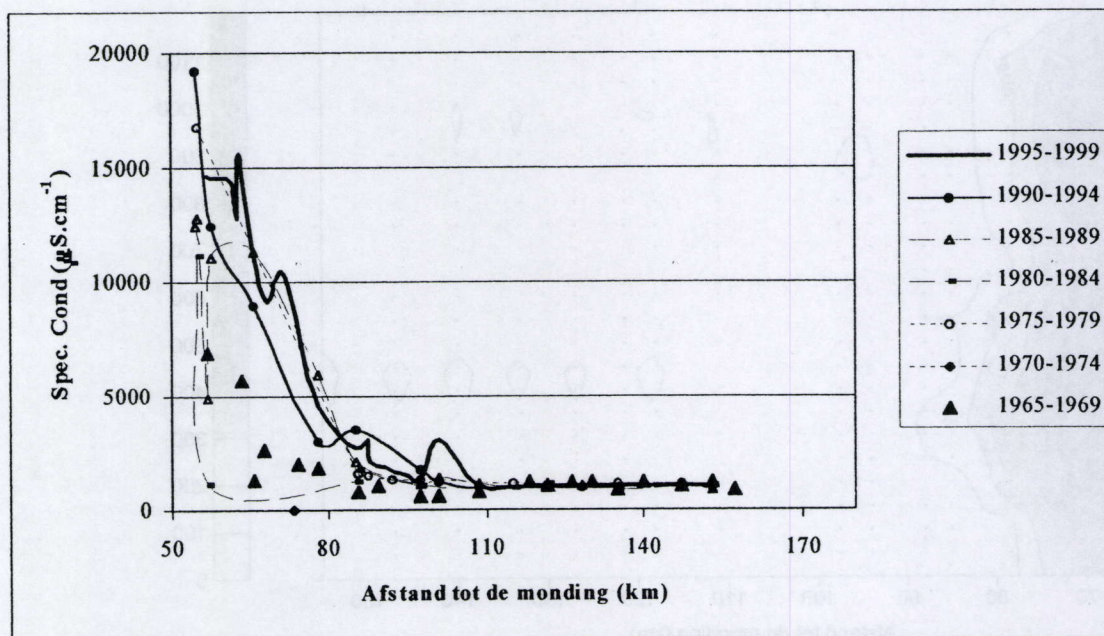


Fig. 3.4: Vijfjaargemiddelden van specifieke conductiviteit in de Zeeschelde

3.1.3 Opgeloste zuurstof

De zuurstofwaarden van de OMES-campagne vertoonden over het hele traject een duidelijke seizoensvariatie (Fig. 3.5). De minimale waarden op jaarbasis kwamen overeen met de hoogste temperatuurwaarden. Elke maand opnieuw werd het minimum van de longitudinale gradiënt aangetroffen ter hoogte van Kruibeke en de monding van de Rupel. Tijdens de zomer werden in die zone waarden rond nul vastgesteld, ondanks de verbeterde toestand in de jaren negentig (Fig. 3.6). Stroomafwaarts de rupelmonding namen de waarden snel toe. Maximale waarden werden aangetroffen aan de Belgisch-Nederlandse grens (km 57). Daar schommelde de zuurstofverzadiging rond $\pm 60\%$. De laagste waarden lagen er nog steeds boven 40%. Stroomopwaarts de Rupelmonding namen de zuurstofconcentraties eveneens toe, maar in mindere mate. Vooral tijdens de winter was de toestand in het zoete deel relatief beter t.o.v. de Rupelmonding. In het zoete deel zelf werd eveneens een ruimtelijk patroon vastgesteld met hogere waarden naar Gent toe. Ook hier werd de verbeterde zuurstofhuishouding sinds de jaren tachtig bestendigd.

Terwijl de zuurstofwaarden ter hoogte van de Belgisch-Nederlandse grens sinds de jaren zeventig gemiddeld relatief sterk stegen, raakten de vijfjaargemiddelden te Kruibeke niet boven 2 mg L^{-1} . Dit resulteerde in het brakke deel in een stijging van de helling van de zuurstofgradiënt over de jaren heen.

3.1.4 pH

De zuurtegraad tijdens de OMES-campagne varieerde tussen 7,3 en 8,1 (Fig. 3.7). Ondanks de kleine verschillen kon toch een seizoenaal patroon onderscheiden worden. Tijdens de zomer werden hogere waarden genoteerd. De pH ter hoogte van Kruibeke en rond de monding van de Rupel was dikwijls lager dan op andere plaatsen in de rivier, vooral tijdens het najaar en de winter. De waarden van de jaren negentig waren gemiddeld ongeveer 0,2 eenheden hoger dan in de jaren zeventig (Fig. 3.8).

3.1.5 Turbiditeit

De waarden van turbiditeit vertoonden veel variatie (Fig. 3.9). Desondanks was een patroon te onderscheiden. Naar de grens toe werden de hoogste waarden op jaarbasis genoteerd tijdens de winter. In het zoete deel kwamen de seizoenale maxima eerder tijdens het najaar voor. Op de longitudinale gradiënt werden de hoogste waarden vastgesteld tussen Temse en Uitbergen. Naar Gent toe was het water steeds helderder. Misschien heeft dit te maken met de verminderde getijdynamiek. Extreem hoge waarden werden genoteerd ter hoogte van Temse tijdens de winter van 1995-1996.

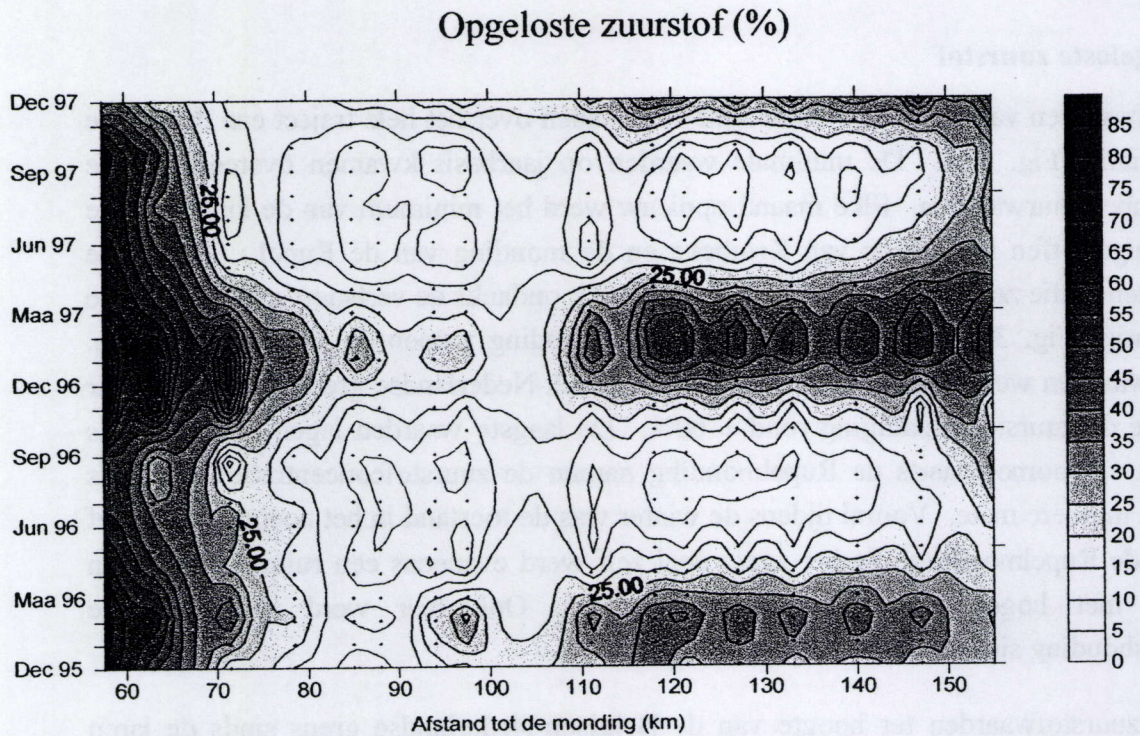


Fig. 3.5: Opgeloste zuurstof in de Zeeschelde (resultaten OMES-bootcampagne)

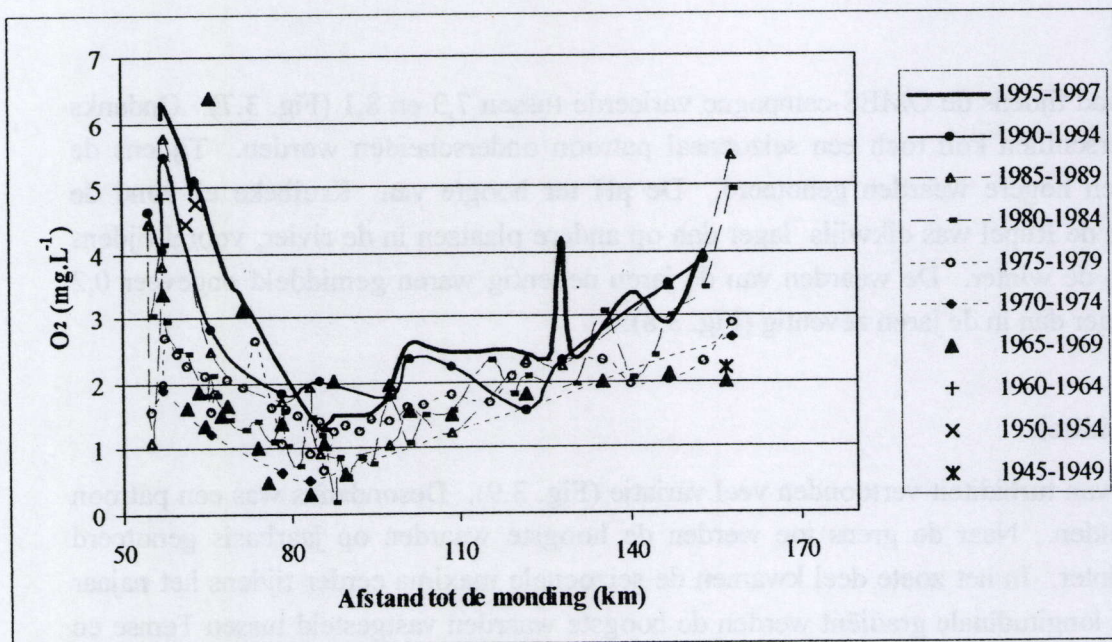


Fig. 3.6: Vijfjaargemiddelden van opgeloste zuurstof in de Zeeschelde

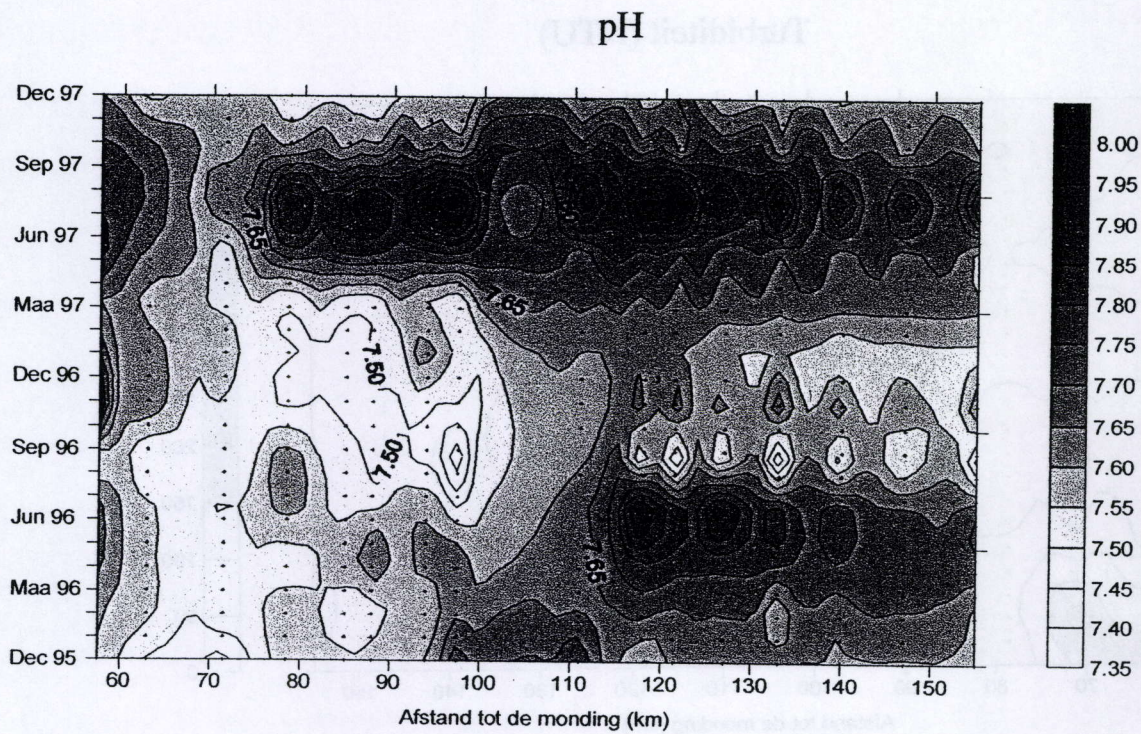


Fig. 3.7: Zuurtegraad in de Zeeschelde (resultaten OMES-bootcampagne)

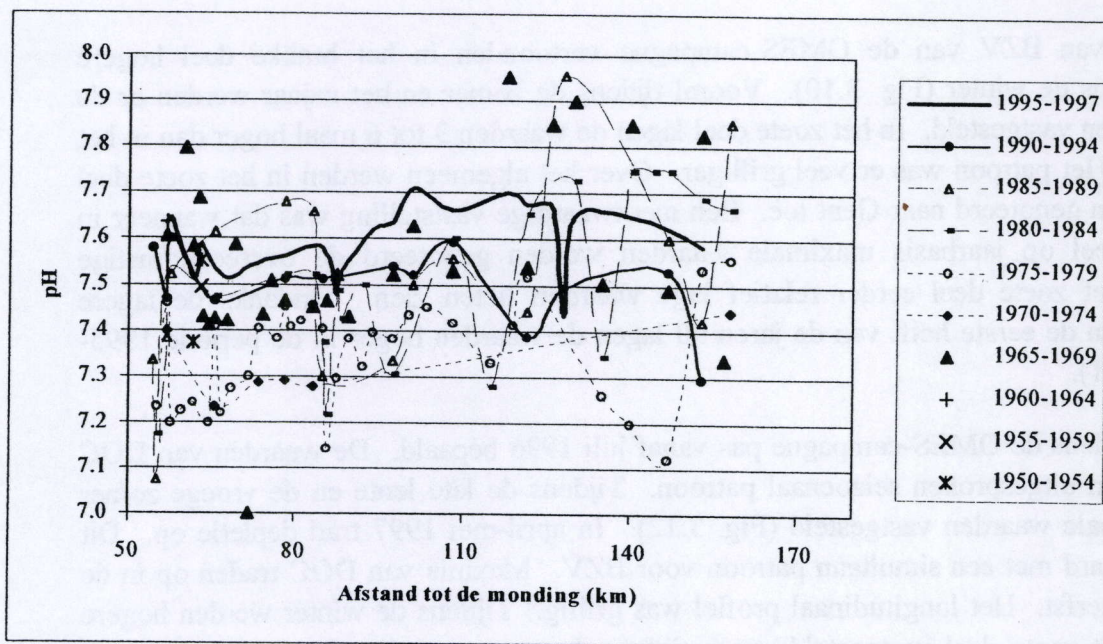


Fig. 3.8: Vijfjaargemiddelden van zuurtegraad in de Zeeschelde

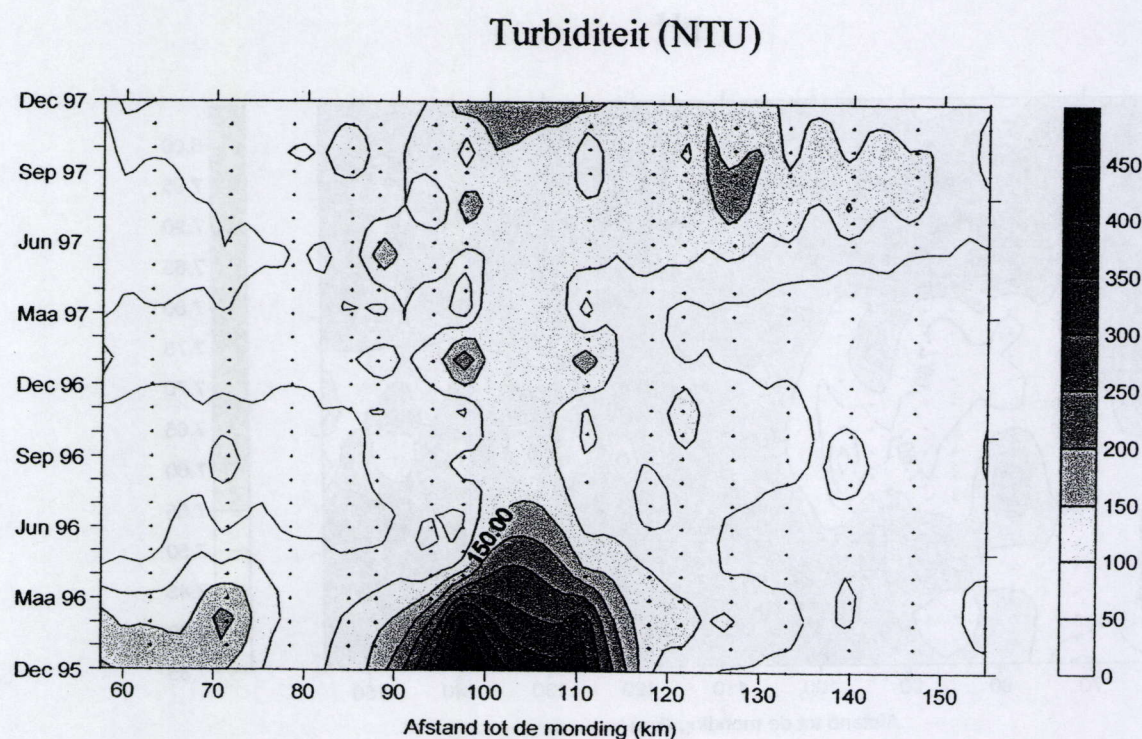


Fig. 3.9: Turbiditeit in de Zeeschelde (resultaten OMES-bootcampagne)

3.1.6 Koolstof

De waarden van BZV van de OMES-campagne vertoonden in het brakke deel hogere waarden tijdens de winter (Fig. 3.10). Vooral tijdens de zomer en het najaar werden er de laagste waarden vastgesteld. In het zoete deel lagen de waarden 3 tot 6 maal hoger dan in het brakke deel. Het patroon was er veel grilliger. Over het algemeen werden in het zoete deel lagere waarden genoteerd naar Gent toe. Een merkwaardige vaststelling was dat wanneer in het brakke deel op jaarbasis maximale waarden werden genoteerd de overeenkomstige waarden in het zoete deel eerder relatief lage waarden lieten zien. Ondanks de lagere gemiddelden in de eerste helft van de jaren 90 lagen de waarden hoger in de periode 1995-1997 (Fig. 3.11).

DOC werd tijdens de OMES-campagne pas vanaf juli 1996 bepaald. De waarden van DOC vertoonden een uitgesproken seizoenal patroon. Tijdens de late lente en de vroege zomer werden minimale waarden vastgesteld (Fig. 3.12). In april-mei 1997 trad depletie op. Dit ging niet gepaard met een simultaan patroon voor BZV. Maxima van DOC traden op in de winter en de herfst. Het longitudinaal profiel was grillig. Tijdens de winter werden hogere waarden in het zoete deel vastgesteld, maar tijdens de zomer werden de hoogste waarden eerder in het brakke deel genoteerd. Tijdens de zomer was de longitudinale gradiënt wegens de lagere waarden veel geringer. Hetzelfde patroon van na-ijling van brak t.o.v. zoet zoals werd waargenomen voor temperatuur was ook aanwezig voor deze parameter.

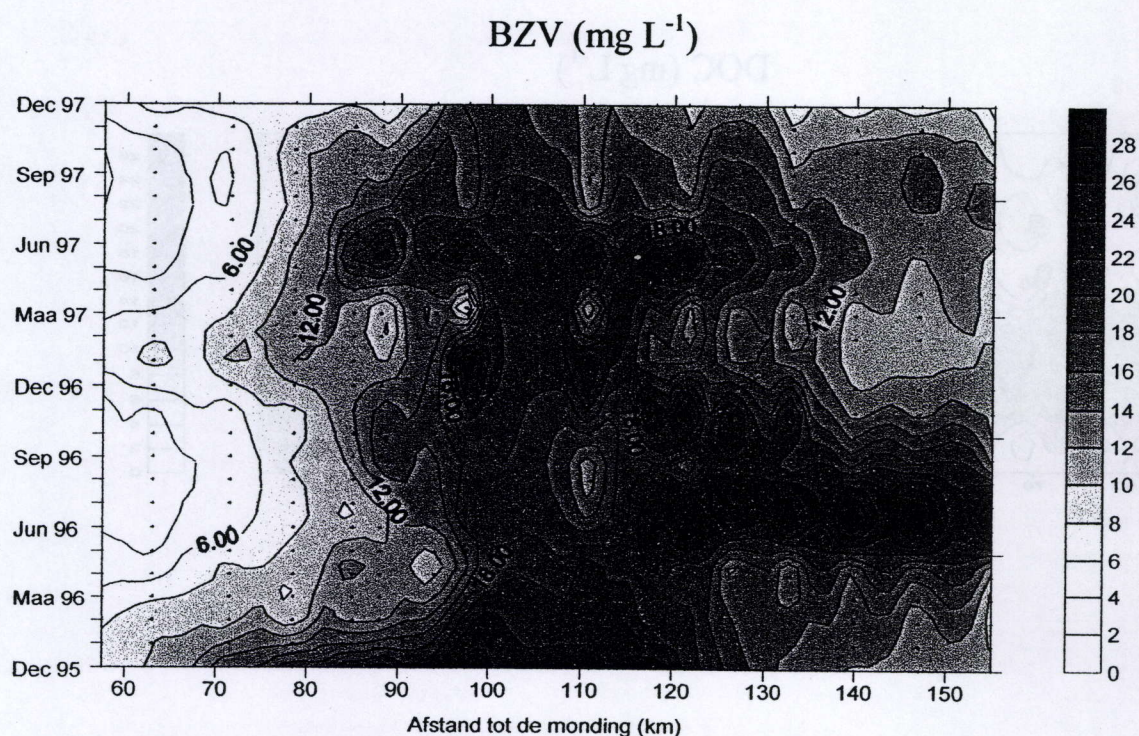


Fig. 3.10: Biochemische zuurstofvraag in de Zeeschelde (resultaten OMES-bootcampagne)

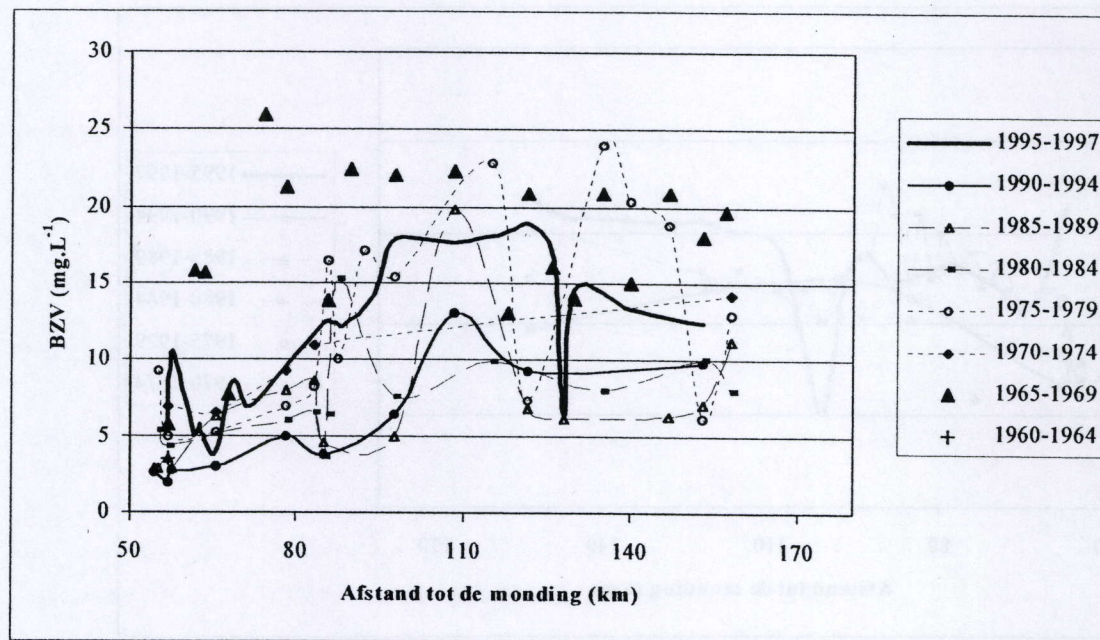


Fig. 3.11: Vijfjaargemiddelden van biochemische zuurstofvraag in de Zeeschelde

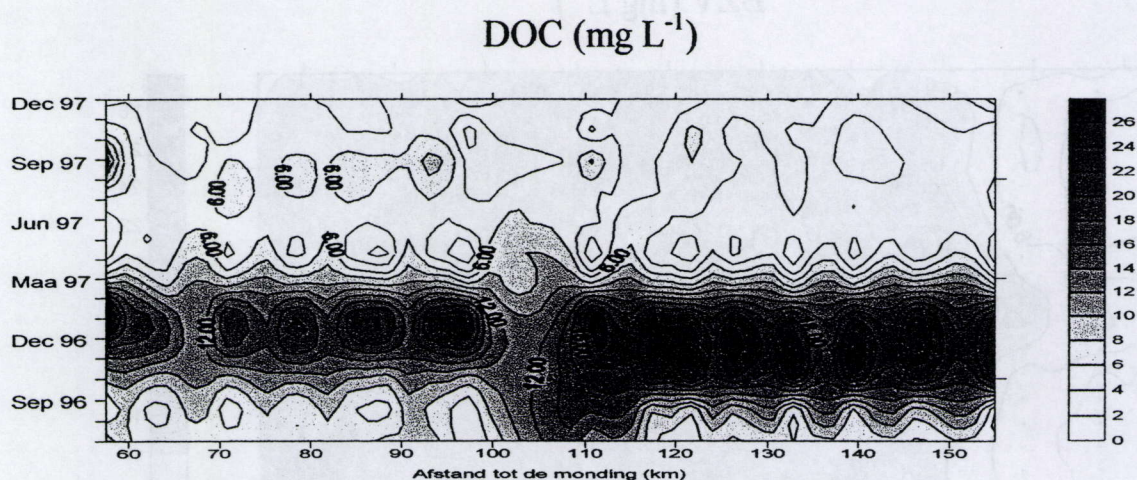


Fig. 3.12: Opgeloste organische koolstof in de Zeeschelde (resultaten OMES-bootcampagne)

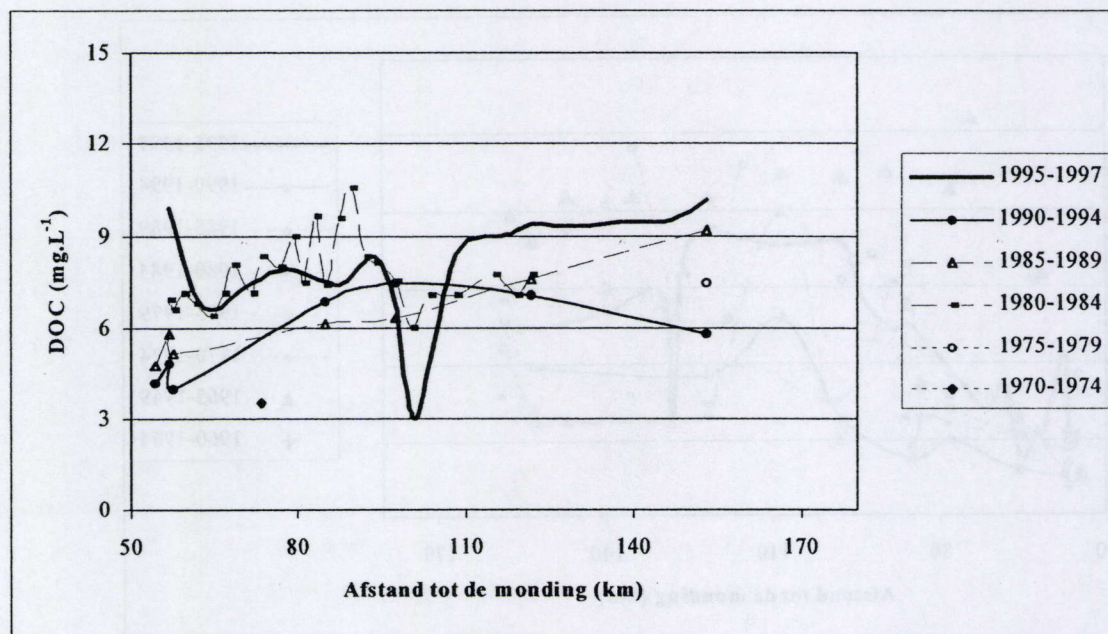


Fig. 3.13: Vijfjaargemiddelden van opgeloste organische koolstof in de Zeeschelde

DOC werd in het verleden te weinig bepaald om van een lange-termijn trend te gewagen. De waarden van 1995-1997 staken evenwel niet af tegenover die van andere periodes (Fig 3.13).

3.1.7 Stikstof

Nitraatgehalten waren zowel in het brakke als in het zoete deel maximaal tijdens de winter en de lente (Fig. 3.14). De waarden vertoonden meer variatie in het zoete deel. Tijdens de zomer werden in het zoete deel lagere waarden vastgesteld dan in het brakke deel, en tijdens de winter werden in 1996 en 1997 in het zoete deel hogere waarden vastgesteld dan in het brakke deel. In de winter van 1995 lagen de waarden lager. De zone rond de monding van de Rupel (km 80 – km 100) vertoonde daarentegen het hele jaar door lagere waarden dan de zones stroomop- en stroomafwaarts ervan. Dit ging gepaard met lage zuurstofwaarden. Naar Gent toe werden tijdens de zomer lagere waarden vastgesteld dan in de zone rond Dendermonde. Naar Gent toe was de zuurstofhuishouding daarentegen beter.

Aan de Belgisch-Nederlandse grens, samen met andere punten in het brakke deel, en ook op ter hoogte van Dendermonde schommelde het nitraatgehalte rond 4 mg N L^{-1} . Ter hoogte van Kruibeke en Melle schommelden de waarden eerder rond 3 mg L^{-1} . De gemiddelde waarden van de periode 1995-1997 waren daarmee de hoogste die ooit werden waargenomen (Fig. 3.15).

Ammonium vertoonde een rechtlijniger patroon dan nitraat (Fig. 3.16). Het hele jaar door was een duidelijk asymptotisch toenemend longitudinaal profiel te zien met stijgende concentraties naar het zoete deel toe. Evenals voor nitraat kwamen de hoogste concentraties voor tijdens de lente en de winter. Minima traden op tijdens de late zomer. Ter hoogte van de Belgisch-Nederlandse grens kwam tijdens het zomerhalfjaar van zowel 1996 als 1997 geen of bijna geen ammonium voor. Dit is in het verleden nooit voorgekomen. Op die plaats kwam enkel tijdens de winter en het voorjaar ammonium voor, en enkel in heel lage concentraties. De gemiddelden van de periode 1995-1997 zijn bovendien de laagste die ooit zijn waargenomen (Fig.3.17).

Ondanks het feit dat nitriet een biochemisch zeer labiele verbinding is, was er toch een patroon voor te onderscheiden. Maximale waarden kwamen voor tijdens de zomer, minima tijdens de winter en de lente (Fig. 3.18). Daarmee vertoonde nitriet het omgekeerd seizoenal patroon t.o.v. nitraat en ammonium. De concentraties namen toe naar het zoete deel toe. Extreem hoge waarden werden genoteerd in december 1995 in het zoete deel naar Gent toe. De gemiddelden van de periode 1995-1997 lagen intermediair gesitueerd tussen de waarden van de overige vijfjaarsperiodes (Fig. 3.19).

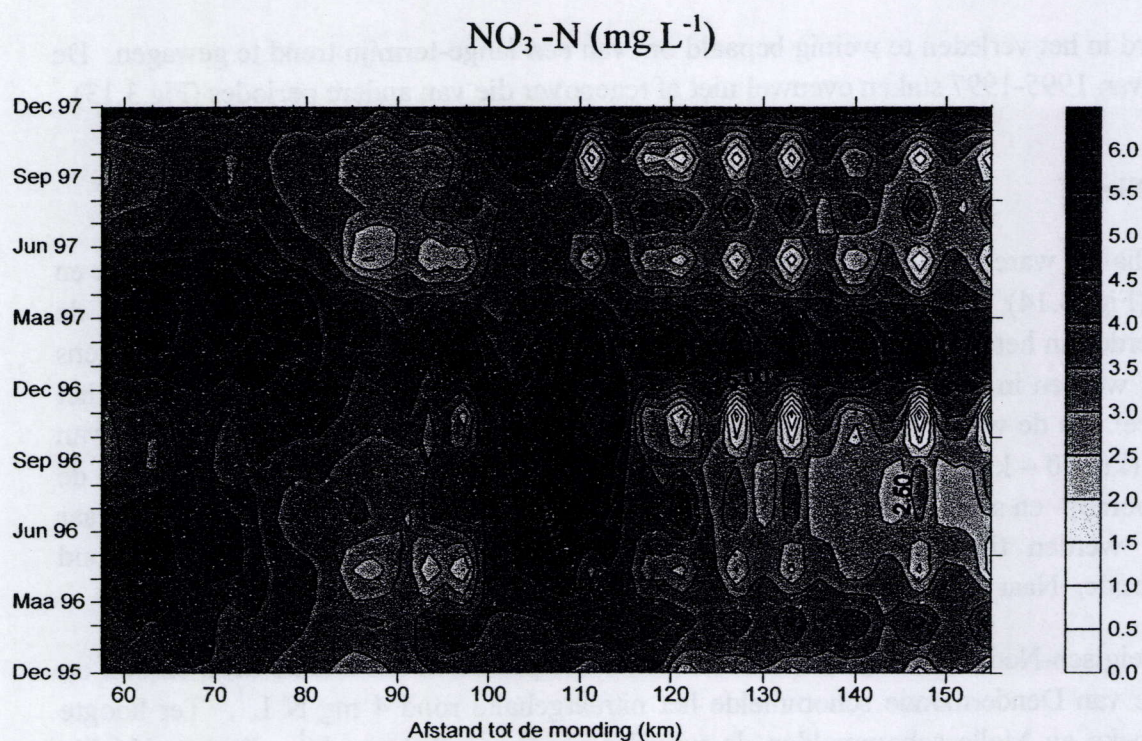


Fig. 3.14: Nitraat in de Zeeschelde (resultaten OMES-bootcampagne)

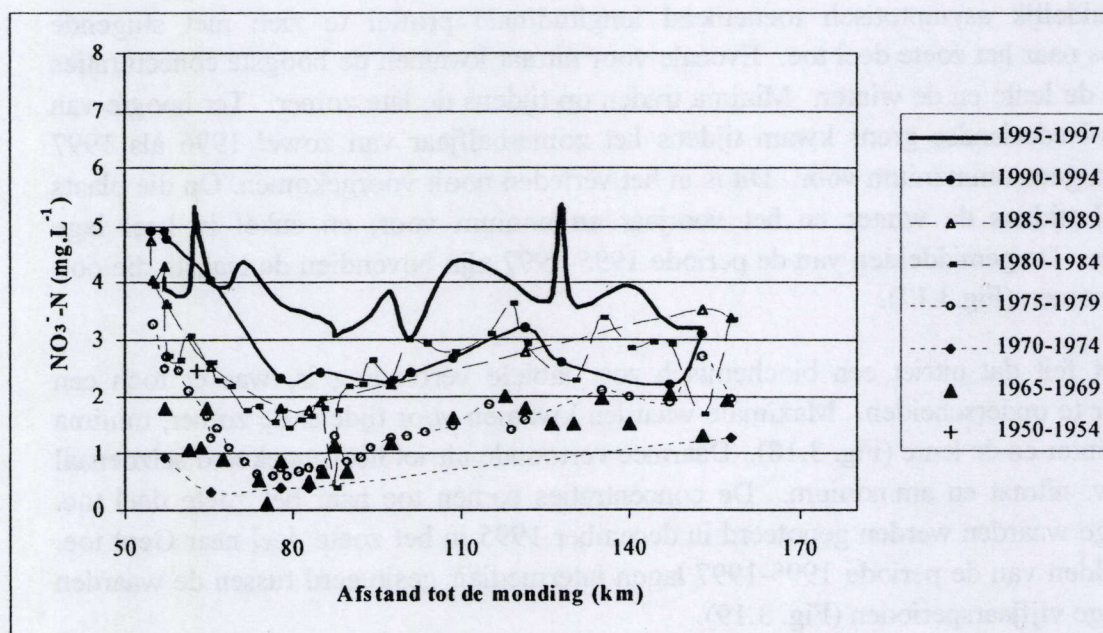


Fig. 3.15: Vijfjaargemiddelden van nitraat in de Zeeschelde

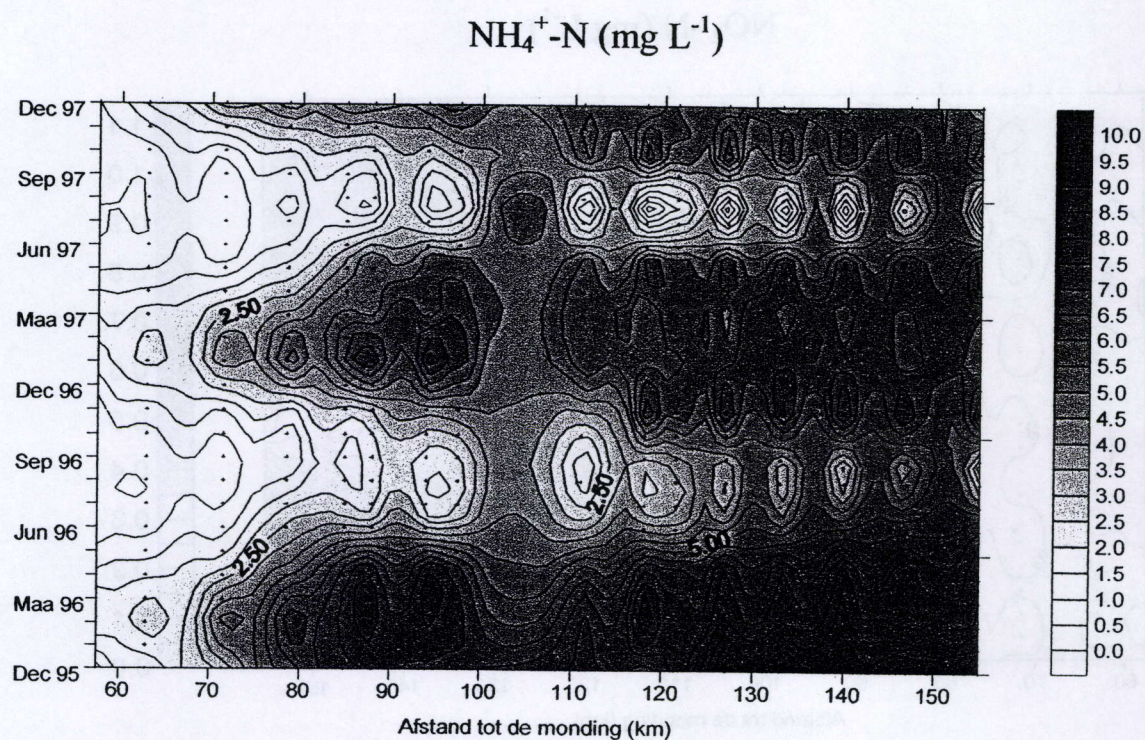


Fig. 3.16: Ammonium in de Zeeschelde (resultaten OMES-bootcampagne)

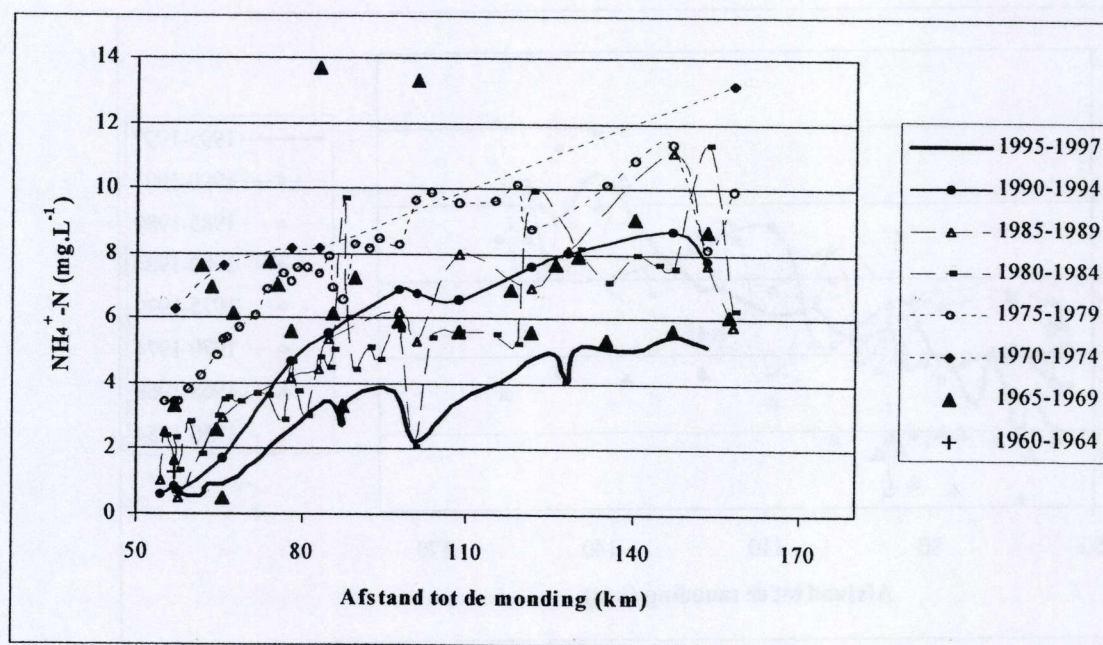


Fig. 3.17: Vijfjaargemiddelden van ammonium in de Zeeschelde

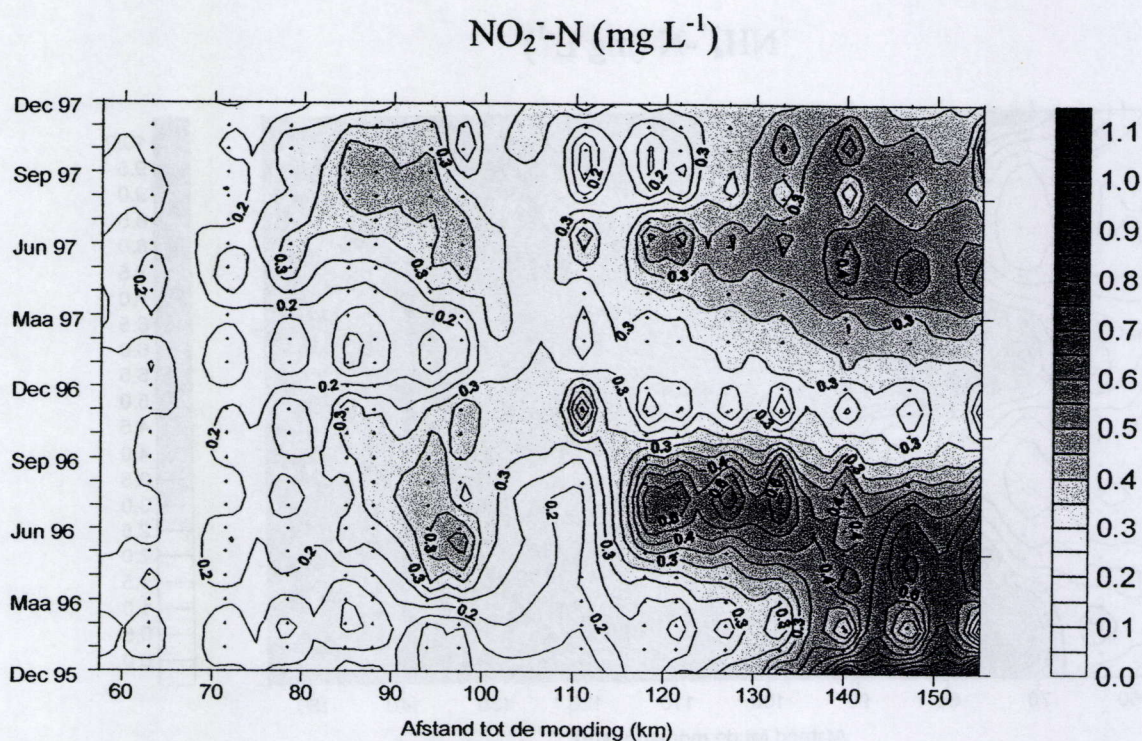


Fig. 3.18: Nitriet in de Zeeschelde (resultaten OMES-bootcampagne)

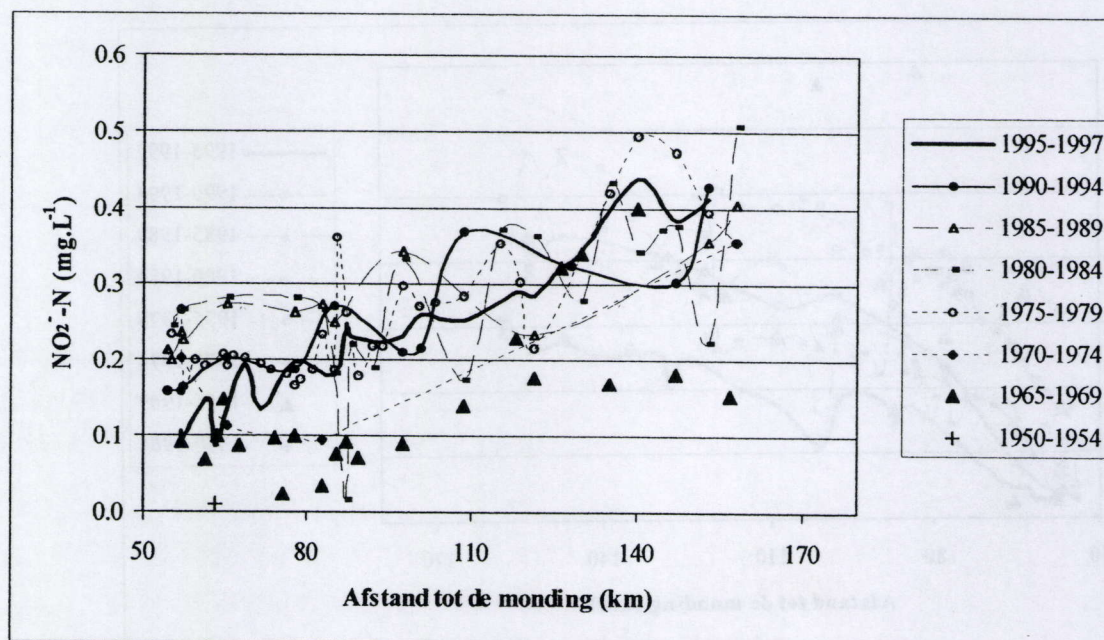


Fig. 3.19: Vijfjaargemiddelden van nitriet in de Zeeschelde

Kjeldahl-stikstof bestaat uit ammonium-stikstof en organische stikstof samen. Kjeldahl-stikstof was nauw gecorreleerd met ammonium, maar dat maakte er dan ook de grootste fractie van uit. Het verschil tussen beide leverde organische stikstof op. Het patroon daarvan is voorgesteld in Fig. 3.20. Organische stikstof vertoonde maximale waarden tijdens de zomer en het najaar, vooral in 1997. Dit wijst mogelijks op het voorkomen van hogere concentraties plankton, hoewel dit moet bevestigd worden door de resultaten van de overige projecten. Aan de Belgisch-Nederlandse grens werden waarden aangetroffen die steeds lager waren dan 1 mg N L^{-1} . De concentraties namen stroomopwaarts toe. Vanaf de zone tussen Dendermonde en Uitbergen evenwel namen de concentraties terug af naar Gent toe. Op dat vlak vertoonde organische stikstof overeenkomst met BZV, nitraat en turbiditeit. De dataset van de Zeeschelde was nog niet zover ontwikkeld dat vijfjaargemiddelden van organische of totale stikstof konden geselecteerd worden. Deze selectie vereist immers nog te programmeren modules.

De patronen van nitraat, ammonium, nitriet, en organische stikstof samen leverden een welomlijnd patroon op voor totaal stikstof. Minima traden op tijdens de late zomer en het najaar, maxima tijdens de winter en het vroege voorjaar (Fig. 3.21). Het longitudinaal profiel vertoonde steeds veel hogere waarden in het zoete deel. Het patroon werd hiermee vooral bepaald door ammonium, en in tweede instantie door nitraat. De patronen van nitriet en organische stikstof waren tegengesteld aan dit van totaal stikstof. Zowel totaal stikstof als alle componenten waaruit het bestaat vertoonden na-ijling van het temporeel patroon in het brakke deel t.o.v. het zoete deel.

3.1.8 Fosfor

Orthofosfaat kwam volgens de resultaten van de OMES-campagne in het brakke deel nauwelijks voor (Fig. 3.22). De waarden lagen er steeds onder $0,3 \text{ mg P L}^{-1}$. Stroomopwaarts namen de concentraties toe. De hoogste concentraties kwamen voor in het najaar en de winter. Tijdens die periode waren de zuurstof-, nitraat-, ammonium- en totale stikstofconcentraties eerder laag. Minima traden op in het voorjaar. Hierbij werd fosfaat in het brakke deel vrijwel volledig gedepleteerd. De gemiddelde waarden van fosfaat behoren tot de laagste die er sinds eind de jaren zestig zijn vastgesteld (Fig. 3.23).

Totaal fosfor vertoonde in grote lijnen hetzelfde patroon als orthofosfaat (Fig. 3.24). Opvallend waren de hoge waarden rond Temse tijdens de winter van 1995-1996. Deze waarden gingen gepaard met hoge waarden van BZV, turbiditeit en organische stikstof. Ook voor totaal fosfor waren de gemiddelden van 1995-1997 de laagste sinds de jaren 60 (Fig. 3.25).

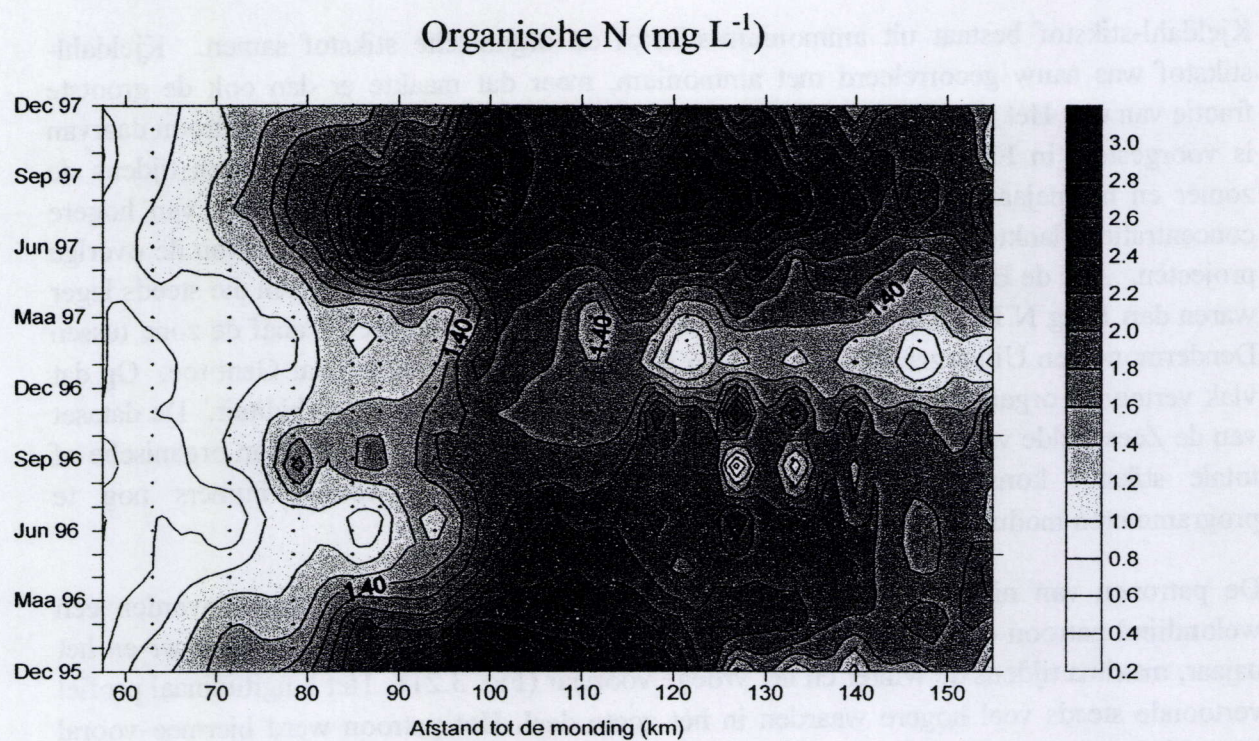


Fig. 3.20: Organische stikstof in de Zeeschelde (resultaten OMES-bootcampagne)

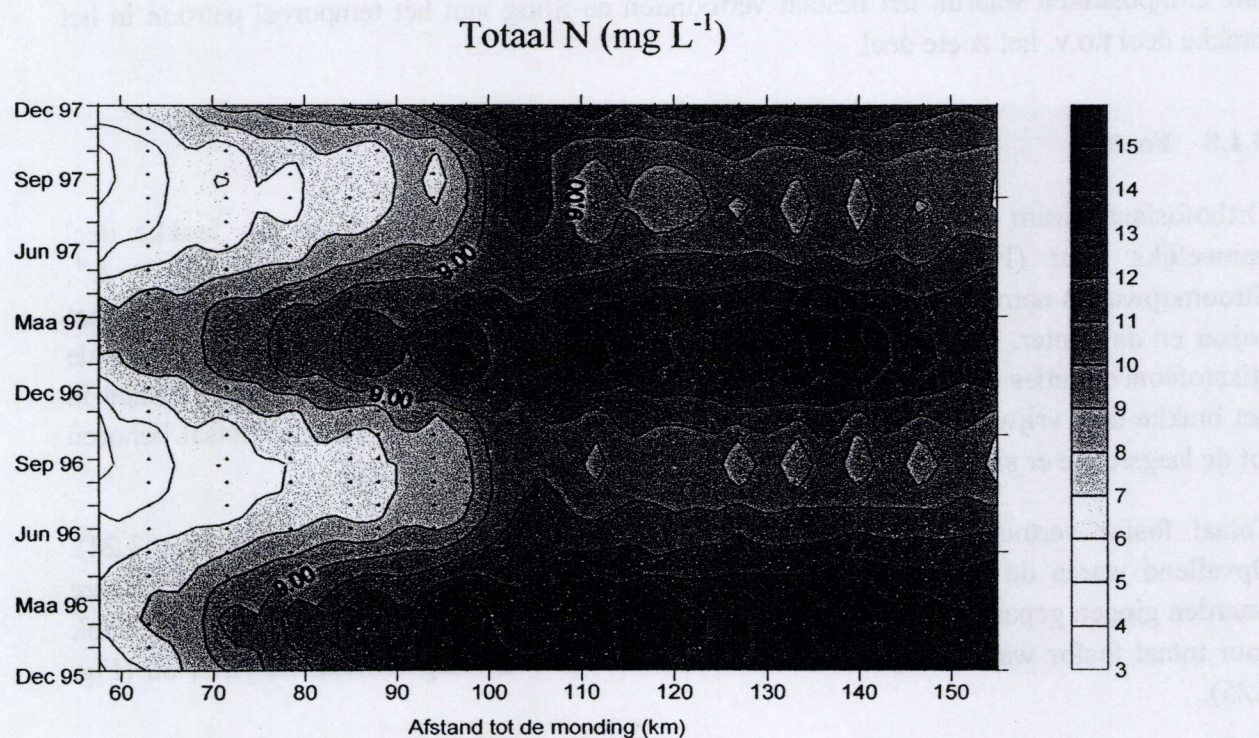


Fig. 3.21: Totaal stikstof in de Zeeschelde (resultaten OMES-bootcampagne)

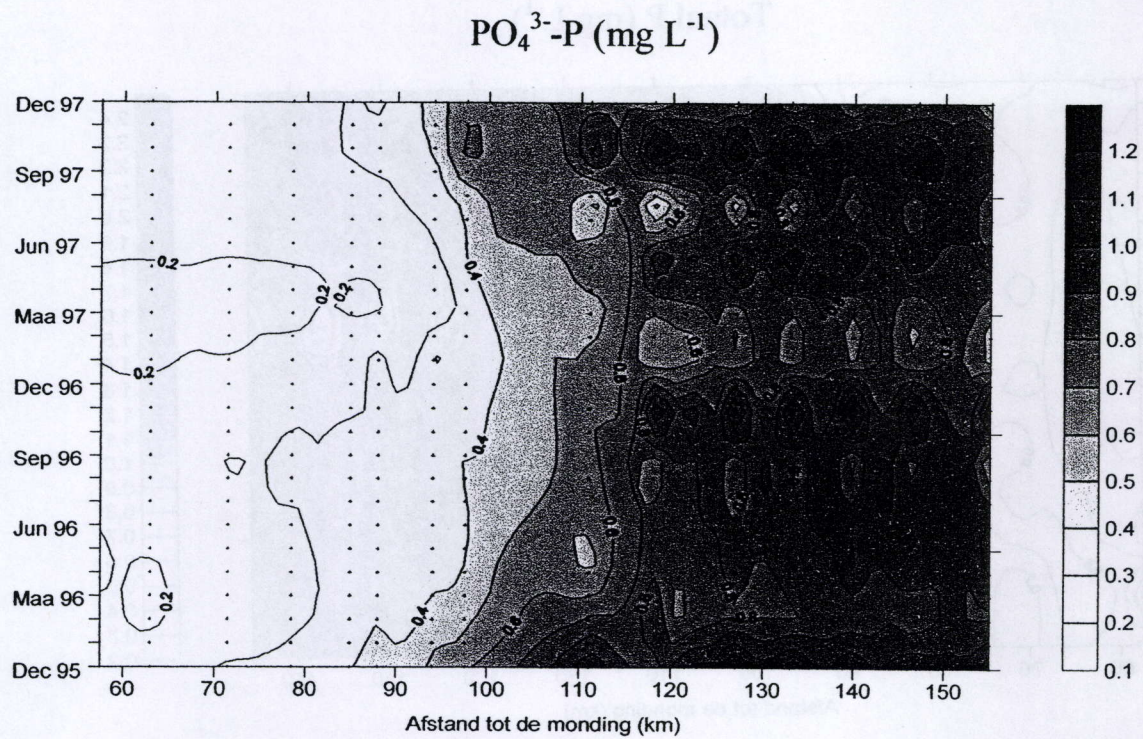


Fig. 3.22: Orthofosfaat in de Zeeschelde (resultaten OMES-bootcampagne)

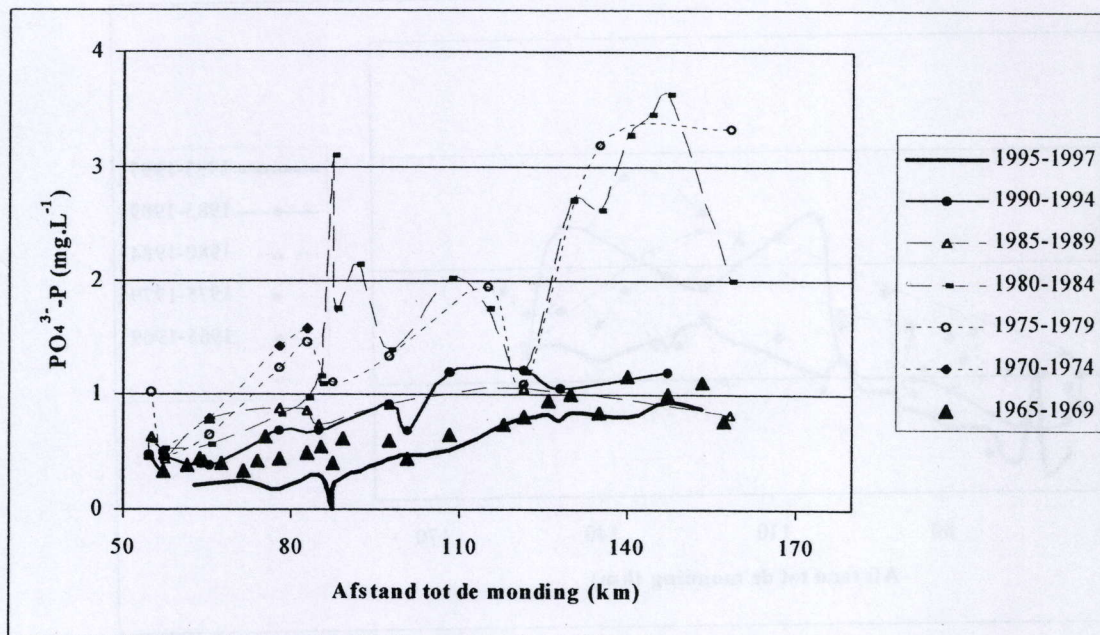


Fig. 3.23: Vijfjaargemiddelden van orthofosfaat in de Zeeschelde

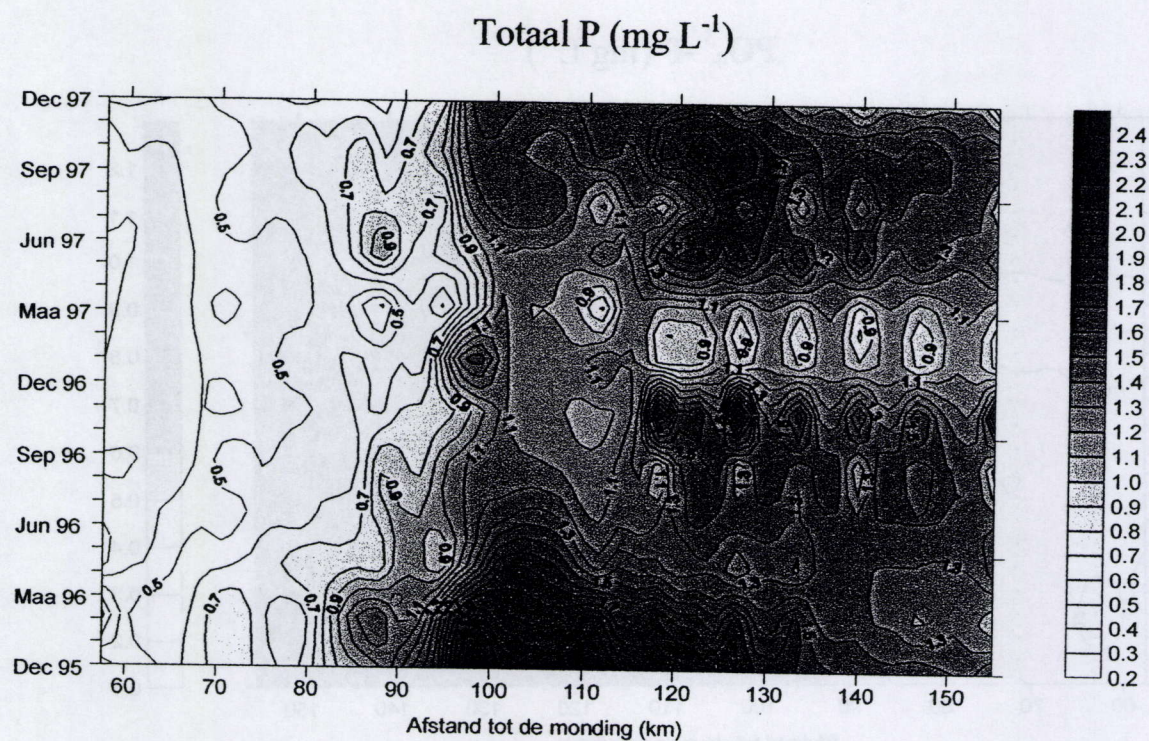


Fig. 3.24: Totaal fosfor in de Zeeschelde (resultaten OMES-bootcampagne)

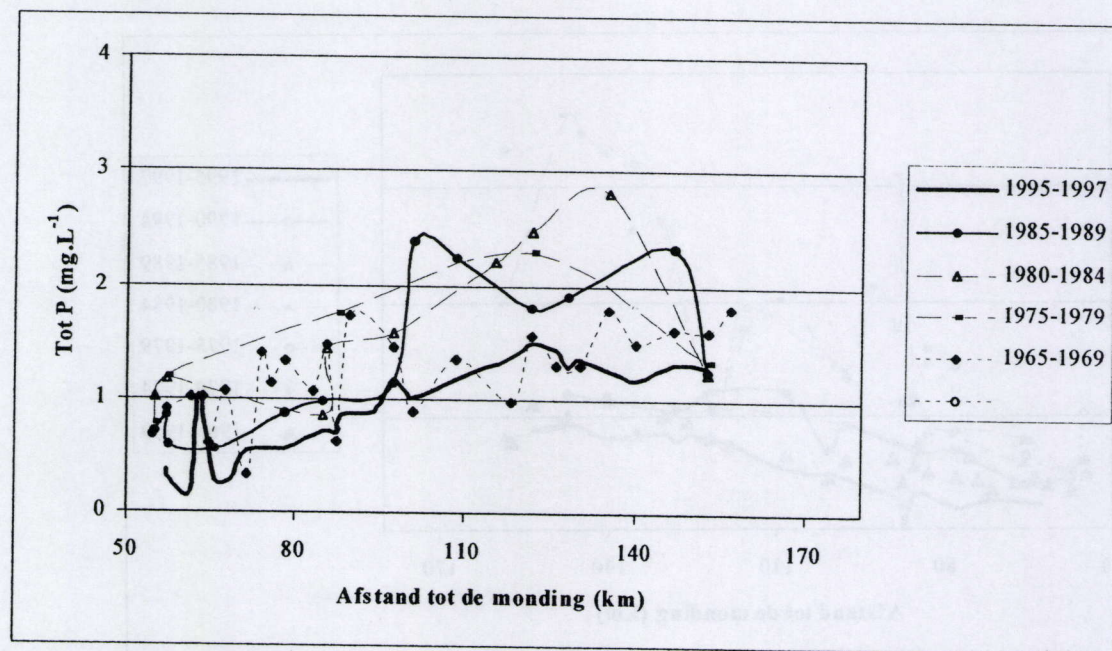


Fig. 3.25: Vijfjaargemiddelden van totaal fosfor in de Zeeschelde

3.1.9 Siliciumoxide

Siliciumoxide werd tijdens de OMES-campagne pas bepaald sinds juli 1996. Deze parameter vertoonde lagere waarden (tussen 2 en 4 mg L⁻¹) tijdens de zomer (Fig. 3.26). Dit patroon was meer uitgesproken in het brakke dan in het zoete deel van de Zeeschelde. Het zoete deel gaf ook hogere waarden te zien dan het brakke deel. Tijdens de wintermaanden schommelde siliciumoxide aan boei 87 tussen 8 en 10 mg L⁻¹, in het zoete deel schommelden de waarden rond 14 mg L⁻¹.

Ondanks de sleutelrol in eutrofiëring is silicium een parameter die in het verleden te vaak verwaarloosd is geweest. Er is dan ook niet veel materiaal voorhanden om een lange-termijntrend te beschrijven. De zoet-brakgradiënt in de periode 1995-1997 was sterker gedifferentieerd dan eind de jaren 60 (Fig. 3.27).

Een merkwaardige vaststelling was het onderscheid tussen het brakke en het zoete deel wat betreft het verband tussen nitraat en siliciumoxide. In Fig. 3.28 is het verband weergegeven voor de Belgisch-Nederlandse grens (boei 87) en voor Melle: 2 punten die wat het verband betreft representatief waren voor het brakke, resp. het zoete deel. In het brakke deel werd een positief lineair verband aangetroffen. Dergelijk verband werd ook in andere estuaria vastgesteld (Wall et al., 1998). In het zoete deel daarentegen was het verband negatief.



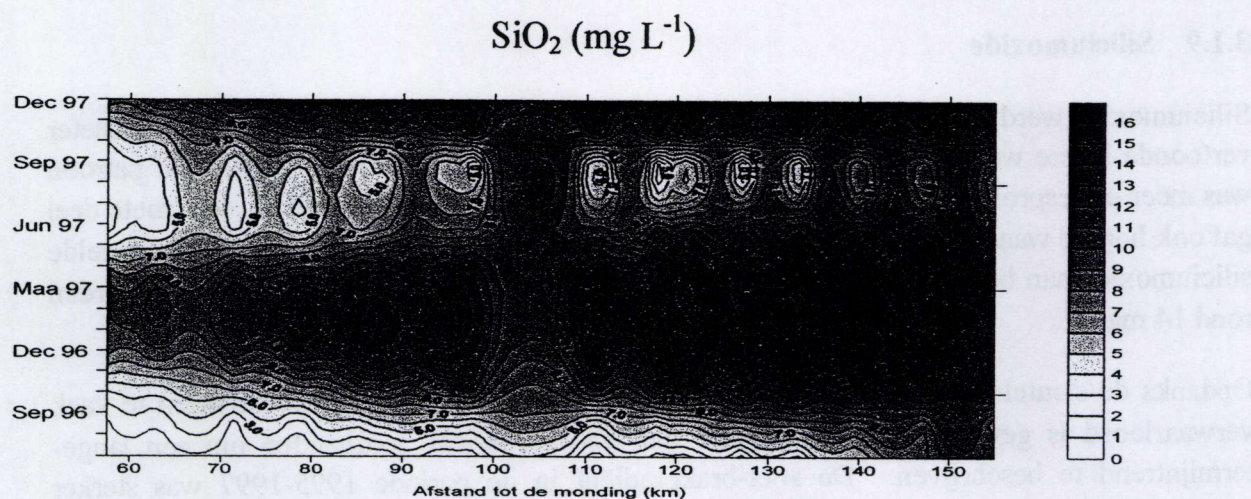


Fig. 3.26: Siliciumoxide in de Zeeschelde (resultaten OMES-bootcampagne)

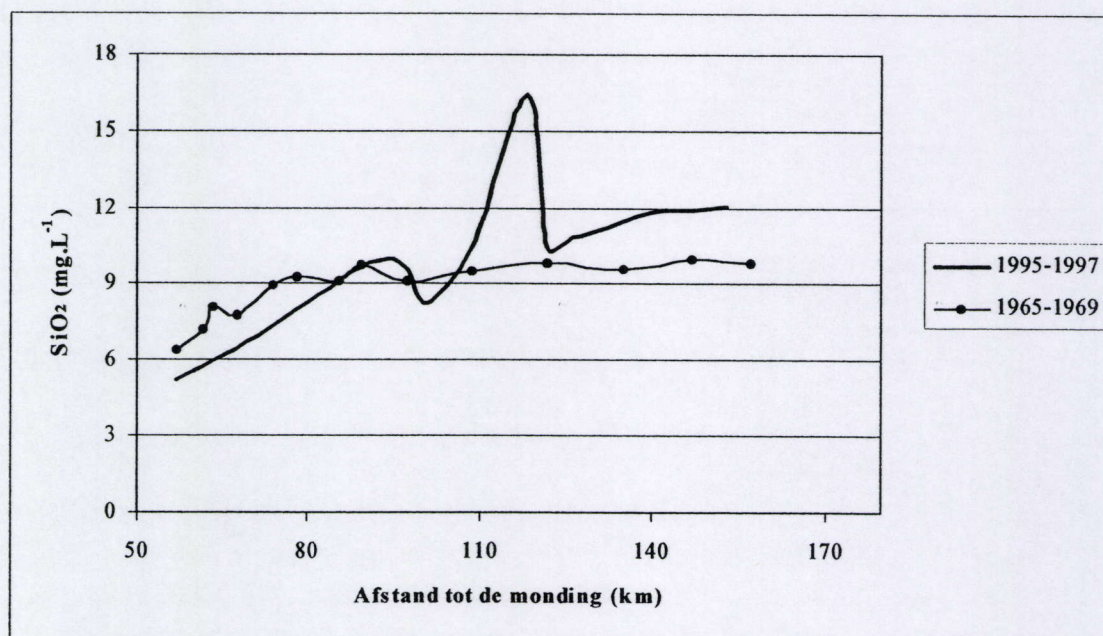


Fig. 3.27: Vijfjaargemiddelden van siliciumoxide in de Zeeschelde

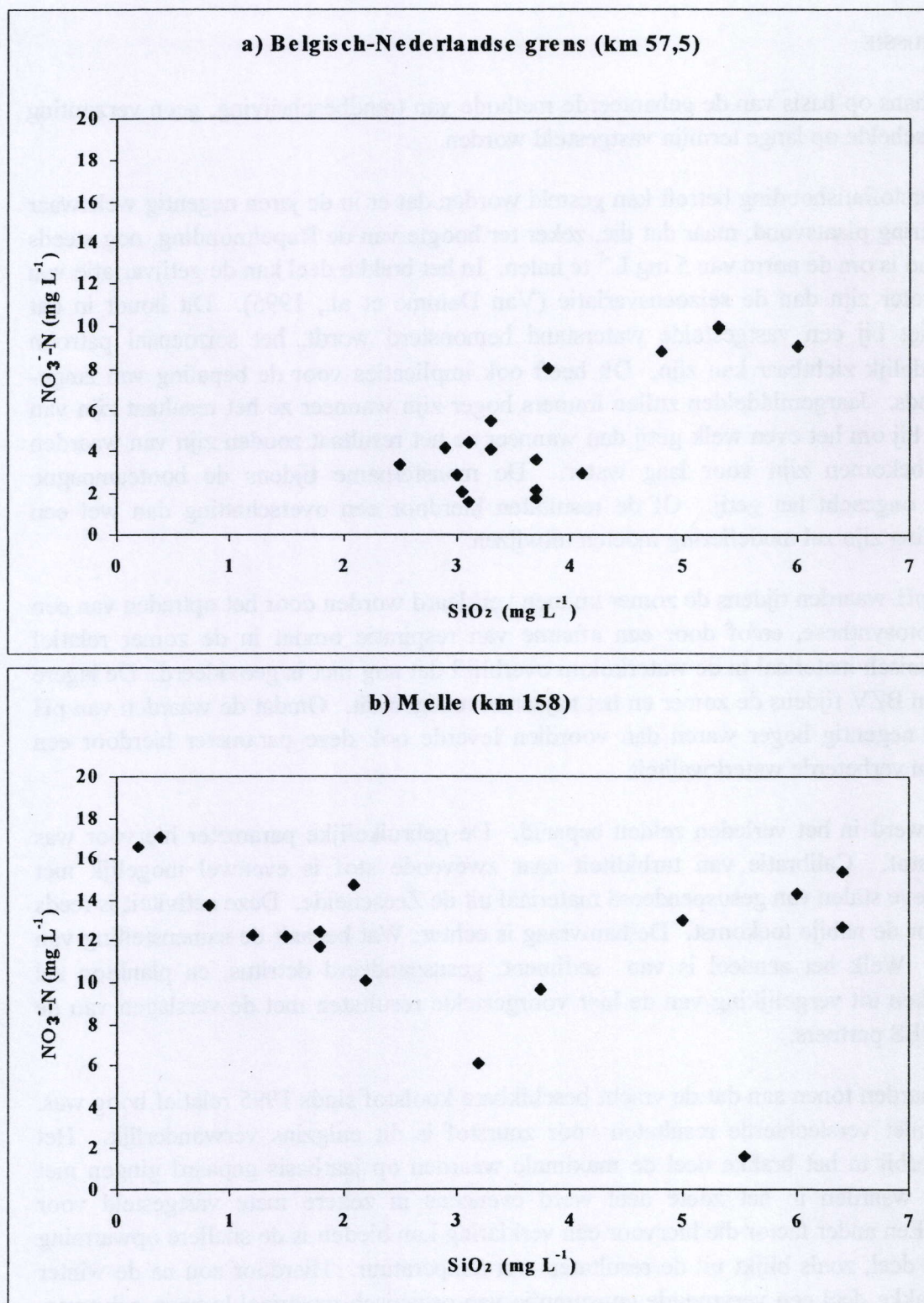


Fig. 3.28: Relatie tussen nitraat en siliciumoxide voor 2 lokaties langs de Zeeschelde (OMES-data)

3.2 DISCUSSIE

Er kon, althans op basis van de gehanteerde methode van trendbeschrijving, geen verzouting van de Zeeschelde op lange termijn vastgesteld worden.

Wat de zuurstofhuishouding betreft kan gesteld worden dat er in de jaren negentig weliswaar een verbetering plaatsvond, maar dat die, zeker ter hoogte van de Rupelmonding, nog steeds ontoereikend is om de norm van 5 mg L^{-1} te halen. In het brakke deel kan de getijvariatie van zuurstof groter zijn dan de seizoensvariatie (Van Damme et al., 1995). Dit houdt in dat wanneer niet bij een vastgestelde waterstand bemonsterd wordt, het seizoenaal patroon minder duidelijk zichtbaar kan zijn. Dit heeft ook implicaties voor de bepaling van lange-termijn trends. Jaargemiddelden zullen immers hoger zijn wanneer ze het resultaat zijn van bepalingen bij om het even welk getij dan wanneer ze het resultaat zouden zijn van waarden die enkel bekomen zijn voor laag water. De monsternamen tijdens de bootcampagne geschiedde ongeacht het getij. Of de resultaten hierdoor een overschatting dan wel een onderschatting zijn zal modellering moeten uitwijzen.

De hogere pH-waarden tijdens de zomer kunnen verklaard worden door het optreden van een intensere fotosynthese, en/of door een afname van respiratie omdat in de zomer relatief weinig organisch materiaal in de waterkolom overblijft dat nog niet is geoxideerd. De lagere waarden van BZV tijdens de zomer en het najaar bevestigen dit. Omdat de waarden van pH in de jaren negentig hoger waren dan voordien leverde ook deze parameter hierdoor een indicatie van verbeterde waterkwaliteit.

Turbiditeit werd in het verleden zelden bepaald. De gebruikelijke parameter hiervoor was zwevende stof. Calibratie van turbiditeit naar zwevende stof is evenwel mogelijk met representatieve stalen van gesuspenseerd materiaal uit de Zeeschelde. Deze activiteit is reeds gepland voor de nabije toekomst. De hamvraag is echter: Wat bepaalt de samenstelling van turbiditeit? Welk het aandeel is van sediment, gesuspenseerd detritus, en plankton zal moeten blijken uit vergelijking van de hier voorgestelde resultaten met de verslagen van de overige OMES partners.

De BZV waarden tonen aan dat de vracht beschikbare koolstof sinds 1995 relatief hoog was. Gezien de niet verslechterde resultaten voor zuurstof is dit enigzins verwonderlijk. Het patroon waarbij in het brakke deel de maximale waarden op jaarbasis gepaard gingen met eerder lage waarden in het zoete deel werd eveneens in zekere mate vastgesteld voor turbiditeit. Een ander factor die hiervoor een verklaring kan bieden is de snellere opwarming in het zoete deel, zoals blijkt uit de resultaten van temperatuur. Hierdoor zou na de winter t.o.v. het brakke deel een vervroegde consumptie van organisch materiaal kunnen gebeuren, met lagere BZV-waarden tot gevolg. De mogelijkheid van het optreden van een artefact dient echter te worden aangestipt. De stalen genomen in het brakke deel moesten immers een dag langer wachten eer ze konden worden geanalyseerd. Of dit aanleiding kon geven tot

dergelijke verschillen is echter nog de vraag. Het blijft evenwel een punt dat vooralsnog niet werd onderzocht.

Gezien de hoge waarden van turbiditeit en BZV en de lage waarden van nitraat is het duidelijk dat de winter van 1995 heel verschillend was van deze van 1996 en 1997.

De progressieve omzetting van ammonium naar nitraat, zoals die werd voorspeld door Billen et al. (1985) en werd beschreven door Soetaert & Herman (1995) heeft in de tweede helft van de jaren 90 een recordhoogte bereikt. Dit betekent dat een steeds groter aandeel van de totale stikstofvracht in aanmerking komt om door denitrificatie te worden verwijderd uit het estuarien systeem. De resultaten van totaal stikstof toonden aan dat in de Zeeschelde een seizoensgebonden verwijdering van stikstof optrad, al dan niet gecombineerd met een seizoensgebonden input. Deze resultaten zijn een belangrijke indicatie dat denitrificatie niet enkel in het brakke deel (Soetaert & Herman, 1995) maar ook in het zoete deel een belangrijke rol zou kunnen spelen in de stikstofhuishouding.

3.3 SYNTHESE EN BESLUIT

Volgende synthese betreffende de waterkwaliteit van de Zeeschelde kan naar voor gebracht worden.

Tijdens de winter treedt aanrijking van vooral anorganische stikstof en silicium op. Organische koolstof, met name detritus, en fosfor zijn dan ook rijkelijk aanwezig. Het water is troebeler. Zodra de temperatuur stijgt dalen de concentraties van anorganische stikstof, opgeloste organische koolstof, fosfaat en silicium. Zuurstof neemt af. Tijdens de zomer bereiken nitraat, ammonium, totaal stikstof, en silicium minimale waarden. Depleties treden eerst op in het zoete deel, maar in het brakke deel liggen de minima uiteindelijk veel lager. Nitraat is een uitzondering. In het brakke deel verloopt nitrificatie immers intenser dan ammonificatie (Soetaert & Herman, 1995). De zuurtegraad is toegenomen, en ook de concentratie van organische stikstof. Naar Gent toe is de waterkwaliteit beter.

Deze ruwe schets van de waterkwaliteit van de Zeeschelde kan veel verfijnen na inzage in de rapportage van de overige deelprojecten. Uiteindelijk zal modellering een definitieve quantificering moeten naar voor brengen.

Een voorlopige screening van de OMES data van de laatste twee jaar laat toe te stellen dat de waterkwaliteit van het brakke deel van de Zeeschelde niet is achteruit gegaan en misschien zelfs is verbeterd. De verbetering uit zich naast een afname van orthofosfaat en totaal fosfor vooral in een progressieve omzetting van ammonium naar nitraat. Die omzetting vereist echter zuurstof. Dit is alvast een gedeeltelijke verklaring waarom geen spectaculaire verbetering van de zuurstofhuishouding wordt vastgesteld.

4 VERKENNENDE EXPERIMENTEN

Tussen januari en juni 1996 werden verkennende experimenten uitgevoerd. De resultaten worden hieronder voorgesteld.

4.1 KARAKTERISATIE SEDIMENT EN RIVIERWATER

De experimenten gingen gepaard met een karakterisatie van sediment en rivierwater. De resultaten zijn weergegeven in Tabel 4.1. Op 29/01/96 was het sediment *in situ* bevroren. Het werd in het labo op kamertemperatuur ontdooid. Er was bijgevolg geen macrozoöbenthos meer in leven. De nitraatconcentratie van het rivierwater varieerde tussen 1.68 en 4.12 mg N L⁻¹. De ammoniumconcentratie was het laagst ter hoogte van het Groot Buitenschoor (0,19 mg N L⁻¹). In de Durme varieerde de ammoniumconcentratie tussen 4.52 en 9.10 mg N L⁻¹.

4.2 VERKENNEND 'LANGE TERMIJN'-EXPERIMENT

Als verkenning werd een nitraatconsumptie-experiment uitgevoerd dat gedurende enkele weken werd gevolgd. Het experiment begon op 05/01/96, en werd uitgevoerd met sediment van de Durme, bij 15°C, en bij een dag-nacht lichtregime. Nitraat en ammonium werden zowel in het bovenstaand water als in het sediment gevolgd. Vier toedieningen werden in het bovenstaand water gebracht: 2 verschillende nitraatconcentraties, nl. 10 mg NO₃⁻-N.L⁻¹ en 5 mg NO₃⁻-N L⁻¹, 10 mg NO₃⁻-N L⁻¹ + 1% glucose, en 10 mg NO₃⁻-N L⁻¹ waarbij onmiddellijk na aanbrengen van de oplossing de inhoud van de flesjes door schudden homogeen werd vermengd. Eveneens werd de concentratie van nitraat en ammonium gevolgd in rivierwater, rivierwater aangerijkt met 10 mg NO₃⁻-N.L⁻¹, rivierwater aangerijkt met 10 mg NO₃⁻-N L⁻¹ + 1% glucose, en in de gebruikte stock-oplossing van 10 mg NO₃⁻-N.L⁻¹. De resultaten zijn weergegeven in Fig. 4.1 en Fig. 4.2.

Tabel 4.1: Karakterisatie van rivierwater en sediment tot juli 1996

Plaats	Datum	Rivierwater						Sediment				
		Temp. (°C)	Sp. cond. (µS/cm)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	NH ₄ ⁺ (mg N/l)	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻ (mg N/l)	Vochtgehalte (g H ₂ O/100 g DS)	NH ₄ ⁺ (mg N/100 g DS)	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻ (mg N/100 g DS)	Kjeldahl-N (mg N/100 g DS)	Tot C (mg C/g DS)
Durme	05-Jan-96	3.56	1136	5.52	54.3	7.35	3.85	90	9.71	0.00	223	21.21
Durme	29-Jan-96	1.20	1228	5.19	36.1	7.70	3.18	102	8.37	0.00	186	18.36
Durme	10-Feb-96	2.35	1027			8.35	4.12	99	34.26	0.00	295	26.21
Durme	19-Feb-96	2.69	1253			4.52	3.60	91	24.10	0.00	276	25.68
Burcht		2.56	5320			3.25	3.40	53	7.39	0.00	156	13.24
Groot Buitenschoor		2.98	27800			0.19	3.24	83	5.23	0.20	96	15.93
Durme	26-Mar-96	7.41	1005					93	9.63	0.00	237	19.54
Durme	24-Apr-96	12.90	1256	1.46	13.0	7.00	1.68	90	10.32	0.00		
Durme	20-Mei-96	10.40	1254	2.78	26.3	9.10	3.81	88	58.48	0.00		

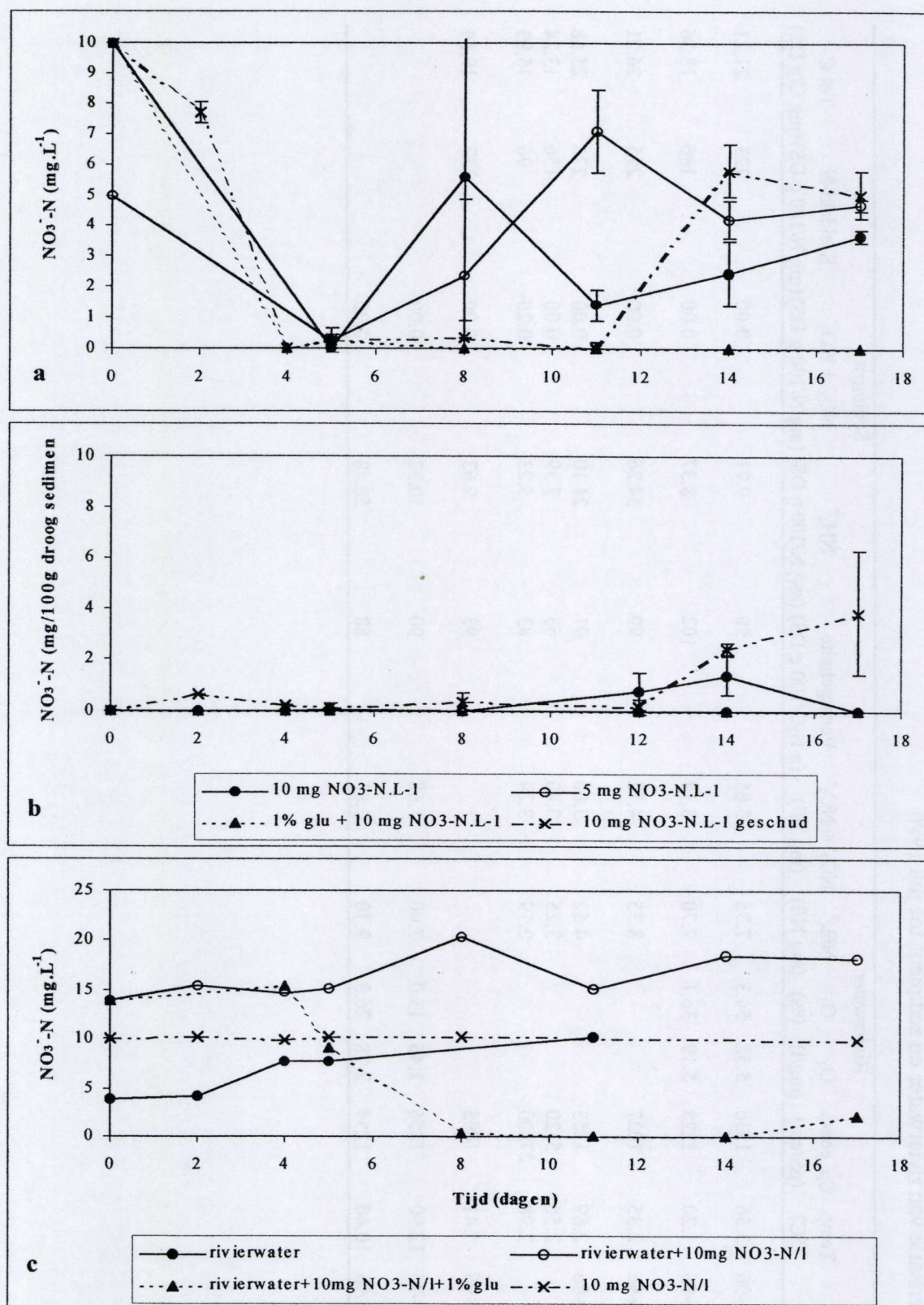


Fig. 4.1: Verloop van nitraat in a) bovenstaand water (n=3); b) sediment (n=3); c) rivierwater en oplossing (n=1)

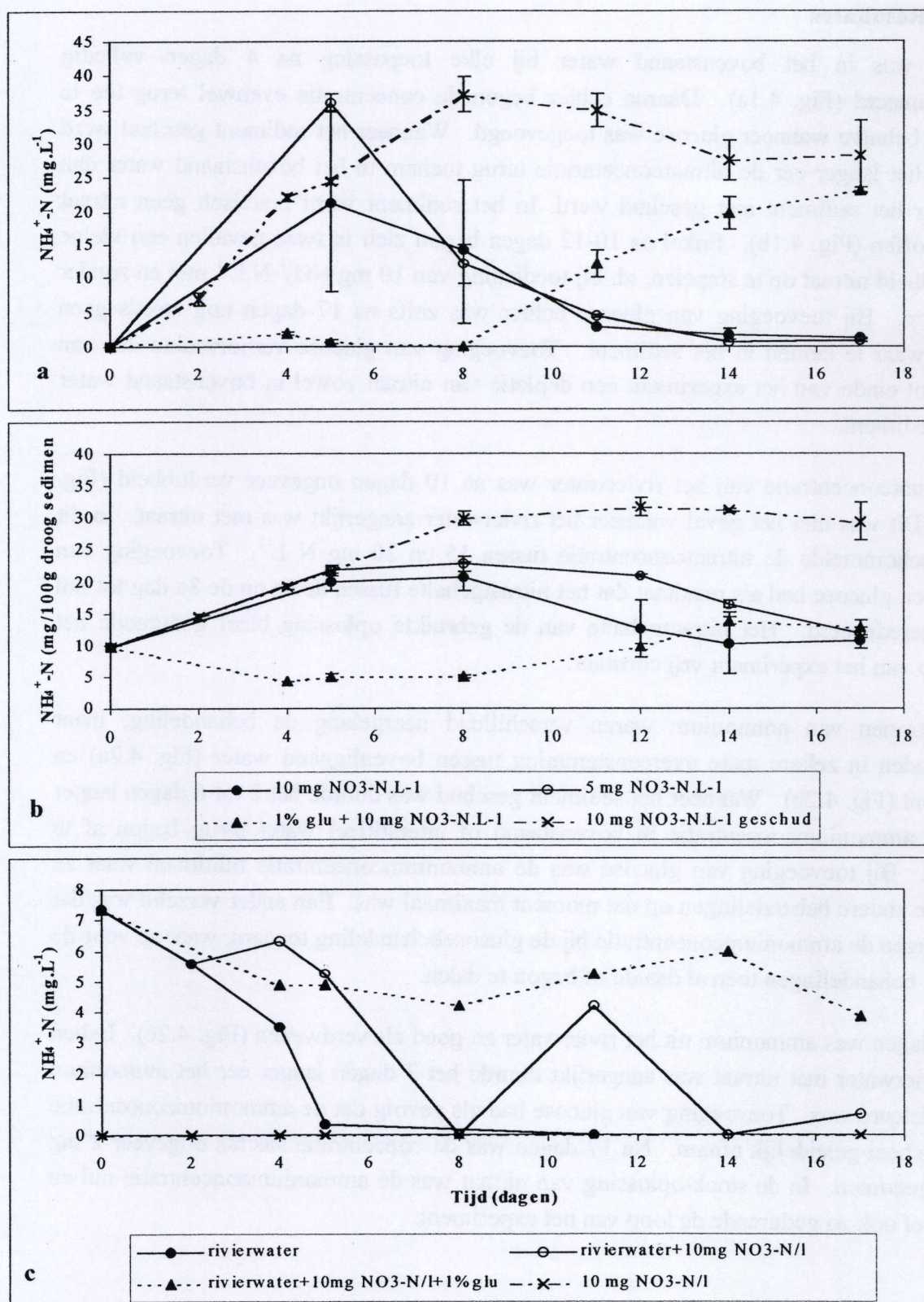


Fig. 4.2: Verloop van ammonium in a) bovenstaand water (n=3); b) sediment (n=3); c) rivierwater en oplossing (n=1)

4.2.1 Resultaten

Nitraat was in het bovenstaand water bij elke toepassing na 4 dagen volledig geconsumeerd (Fig. 4.1a). Daarna echter begon de concentratie evenwel terug toe te nemen, behalve wanneer glucose was toegevoegd. Wanneer het sediment geschud werd duurde het langer eer de nitraatconcentratie terug toenam in het bovenstaand water dan wanneer het sediment niet geschud werd. In het sediment werd practisch geen nitraat aangetroffen (Fig. 4.1b). Enkel na 10-12 dagen begon zich in twee gevallen een kleine hoeveelheid nitraat op te stapelen, nl. bij toediening van $10 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{N} \cdot \text{L}^{-1}$ met en zonder schudden. Bij toevoeging van glucose echter was zelfs na 17 dagen nog steeds geen nitraat waar te nemen in het sediment. Toevoeging van glucose veroorzaakte dus van begin tot einde van het experiment een depletie van nitraat zowel in bovenstaand water als in sediment.

De nitraatconcentratie van het rivierwater was na 10 dagen ongeveer verdubbeld (Fig. 4.1c). Dit was niet het geval wanneer het rivierwater aangerijkt was met nitraat. In dit geval schommelde de nitraatconcentratie tussen 15 en 20 mg N L^{-1} . Toevoeging van nitraat en glucose had als resultaat dat het nitraatgehalte tussen de 4e en de 8e dag tot nul werd gereduceerd. Het nitraatgehalte van de gebruikte oplossing bleef gedurende het verloop van het experiment vrij constant.

De patronen van ammonium waren verschillend naargelang de behandeling, maar vertoonden in zekere mate overeenstemming tussen bovenliggend water (Fig. 4.2a) en sediment (Fig. 4.2b). Wanneer het sediment geschud was duurde het 2 tot 6 dagen langer eer de ammoniumconcentratie in bovenstaand of interstitieel water terug begon af te nemen. Bij toevoeging van glucose was de ammoniumconcentratie minimaal waar ze voor de andere behandelingen op dat moment maximaal was. Een ander verschil was dat na 8 dagen de ammoniumconcentratie bij de glucosebehandeling toenam, waar ze voor de andere behandelingen toen al daalde of begon te dalen.

Na 5 dagen was ammonium uit het rivierwater zo goed als verdwenen (Fig. 4.2c). Indien het rivierwater met nitraat was aangerijkt duurde het 3 dagen langer eer het ammonium gedepleteerd was. Toevoeging van glucose had als gevolg dat de ammoniumconcentratie slechts heel geleidelijk afnam. Na 17 dagen was de concentratie slechts ongeveer 2 mg L^{-1} afgenomen. In de stock-oplossing van nitraat was de ammoniumconcentratie nul en dit bleef ook zo gedurende de loop van het experiment.

4.2.2 Discussie

4.2.2.1 Rivierwater

De afname van ammonium en de toename van nitraat in het rivierwater wijst erop dat nitrificatie een belangrijk proces is in de waterkolom. Meer nog, dit houdt in dat de som van denitrificatie en assimilatie van nitraat in de waterkolom in elk geval minder intens was dan nitrificatie (zie Fig. 1.1). Deze uitspraak is evenwel slechts geldig binnen de omstandigheden van de proefopzet, t.t.z. voor een waterkolom van minder dan 10 cm diepte die in contact staat met de lucht. Contact met lucht is immers een stimulerende factor voor nitrificatie door de inbreng van zuurstof.

In rivierwater was de afname van ammonium sterker dan de toename van nitraat. Dit betekent dat ofwel netto assimilatie van ammonium heeft plaatsgevonden, en of dat een deel van het gevormd nitraat is geassimileerd of gedenitrificeerd. Bij toediening van glucose echter nam ammonium veel trager af en verdween alle nitraat. Bij de proeven met sediment was het duidelijk dat de glucose een verhoogde graad van anoxie teweeg bracht, hetgeen te zien was aan de zwarte kleur die het sediment onder deze behandeling aannam. De oorzaak van anoxie was ongetwijfeld te wijten aan een verhoogde respiratie, aan verhoogd metabolisme en vermeerderde celgroei, wat op zijn beurt verhoogde assimilatie impliceert. Hoe sterk de zuurstofdaling was in het rivierwater was op het moment van de proef niet uit te maken wegens gebrek aan een zuurstofmeter. Het feit dat echter minder ammonium verdween na toediening van glucose dan onder behandelingen zonder glucose wijst erop dat assimilatie van ammonium eigenlijk een relatief minder belangrijk proces moet zijn geweest, tenzij een verhoogde ammonificatie plaatsvond. Dit betekent dat toediening van glucose mortaliteit van in het water aanwezige bacteriën en of organismen zou veroorzaken. Het is mogelijk, maar gezien de nogal lage graad van aanrijking eerder twijfelachtig. Een andere hypothese is dat toediening van glucose een vermindering van nitrificatie tot gevolg had gepaard gaande met een toename van denitrificatie. In dat geval zou toediening van glucose ook in de waterkolom een verhoogde respiratie en dus groei impliceren.

Veroorzaakt glucose dan groei of mortaliteit? Beide zijn in principe mogelijk indien glucose, m.a.w. beschikbare koolstof, een verschuiving van biologisch evenwicht teweeg brengt. Het is echter de vraag of dit in het eutrofe water van de Zeeschelde reeds niet lang geleden is gebeurd. Het is bijgevolg aannemelijker dat door toediening van beschikbare koolstof remming van nitrificatie heeft plaatsgevonden gepaard gaande met verhoogde nitraatassimilatie en of denitrificatie.

4.2.2.2 Sediment

Gezien in de oplossing zelf geen reacties plaatsvonden waren de veranderingen in het bovenstaand water enkel te wijten aan de invloed van het sediment. De veranderingen in het water boven sediment waren groter dan in het rivierwater op zich.

Dat na 4 dagen uit het sediment terug nitraat vrijgesteld werd kan verklaard worden door aan te nemen dat de beschikbare koolstof na zoveel tijd was opgebruikt. Zuurstof kon daardoor beter tot het sediment kon doordringen, zodat terug nitraat ontstond t.g.v. nitrificatie. Additie van glucose verhinderde vrijstelling van nitraat, hetgeen deze hypothese ondersteunt. Ook het krachtig mengen van sediment en oplossing stelde blijkbaar koolstof vrij. Was beschikbare koolstof limiterend? Na 4 dagen blijkbaar wel, maar tijdens die eerste 4 dagen, de cruciale periode van nitraatverwijdering, is dit op basis van deze resultaten onzeker.

Ammonium diffundeerde vanuit het sediment naar de waterkolom. In het interstitieel water van het sediment echter nam ammonium daardoor niet af, wel integendeel. Allicht was dit te wijten aan het optreden van ammonificatie. Glucose verhinderde vrijstelling van ammonium tot de achtste dag. Tot dan werd het vrijgesteld ammonium allicht geassimileerd. Assimilatie van ammonium is in sediment blijkbaar veel belangrijker dan in de waterkolom. De vrijstelling van nitraat uit sediment na glucosetoediening liet echter veel langer dan 8 dagen op zich wachten. Hieruit kan besloten worden dat nitrificatie een hogere zuurstofdruk nodig heeft dan ammonificatie.

Het belangrijkste besluit was zonder twijfel dat de duur van de experimenten drastisch ingekort kon worden. Nitraat verdween immers vrij snel. Welke de impact is van een periode van hoog water moet uit experimenten op uurbasis blijken. Hierna worden dan ook enige verkennende experimenten op korte termijn besproken.

4.3 VERKENNENDE EXPERIMENTEN OP KORTE TERMIJN

Verschillende experimenten op korte termijn werden uitgevoerd. Deze experimenten kunnen onderverdeeld worden in nitraatconsumptie-experimenten, N_2O -fluxbepalingen en zuurstofconsumptie-experimenten. Waar aangegeven gebeurden deze verschillende soorten experimenten in combinatie met elkaar.

4.3.1 Nitraatconsumptie-experimenten

Verschillende nitraatconcentraties in oplossing werden op sedimenten van de geselecteerde monsterpunten gebracht om het effect van de nitraatconcentratie op nitraatconsumptie na te gaan. De resultaten zijn voorgesteld in Fig. 4.3. Hieruit blijkt dat

de nitraatverwijdering toenam bij stijgende nitraatconcentratie. Bovendien waren indicaties te zien dat nitraatconsumptie boven sediment van de Durme sterker was dan boven sedimenten uit het brakke deel van de Zeeschelde (Burcht en het Groot Buitenschoor).

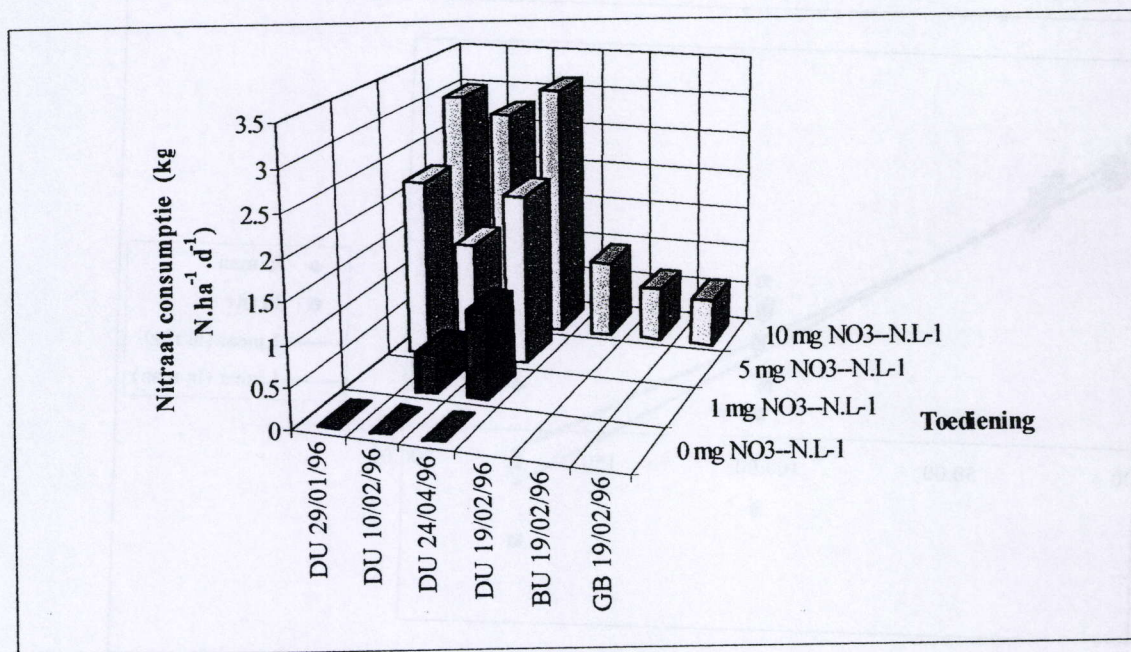


Fig. 4.3: Nitraatconsumptie bij verschillende nitraatconcentraties (DU = Durme, BU = Burcht, GB = Groot Buitenschoor; n=3)

De snelheid van nitraatverwijdering was dus blijkbaar afhankelijk van de beginconcentratie. Hierop werd in meer detail onderzoek verricht. Het verloop van de nitraatafname zelf werd gedurende 7 dagen zo intensief mogelijk opgevolgd boven sediment van Appels punt 3. Deze resultaten werden in een andere context reeds voorgesteld in Fig. 2.3 (Hfdst. 2.5.4.8). Na 7 dagen was boven het sediment van Appels nog steeds nitraat aanwezig, maar een toename van nitraat, zoals na 5 dagen te zien was in het verkennend experiment op lange termijn, viel niet te bespeuren. Uit Fig. 4.3 blijkt voorts dat de afname van nitraat boven sediment niet lineair gebeurde. Wel kon de afname gedurende de eerste 2 dagen lineair voorgesteld worden, na de tweede dag werd dit echter moeilijker. Naarmate de concentratie afnam verminderde ook de consumptiesnelheid, hetgeen een bevestiging was van de resultaten in Fig. 4.3. Semilog-transformatie leverde een lineair patroon op (Fig. 4.4), wat erop wijst dat nitraatconsumptie een proces van eerste orde was. De limiterende factor hierbij zou dan het transport naar en doorheen het sediment moeten zijn. Een lineair verband tussen nitraatconcentratie en denitrificatie werd eveneens vastgesteld door Nishio et al. (1983). Reddy et al. (1978) vonden dat nitraatreductie in overspoeld sediment een proces was van

nulde orde indien geen influx van nitraat plaatsvond, en een proces van eerste orde was indien wel nitraatinflux gebeurde. Dit verband verklaart eveneens waarom nitraatverwijdering in kleine beken zich snel aanpast aan verhoogde nitraatconcentraties (Faafeng & Roseth, 1993).

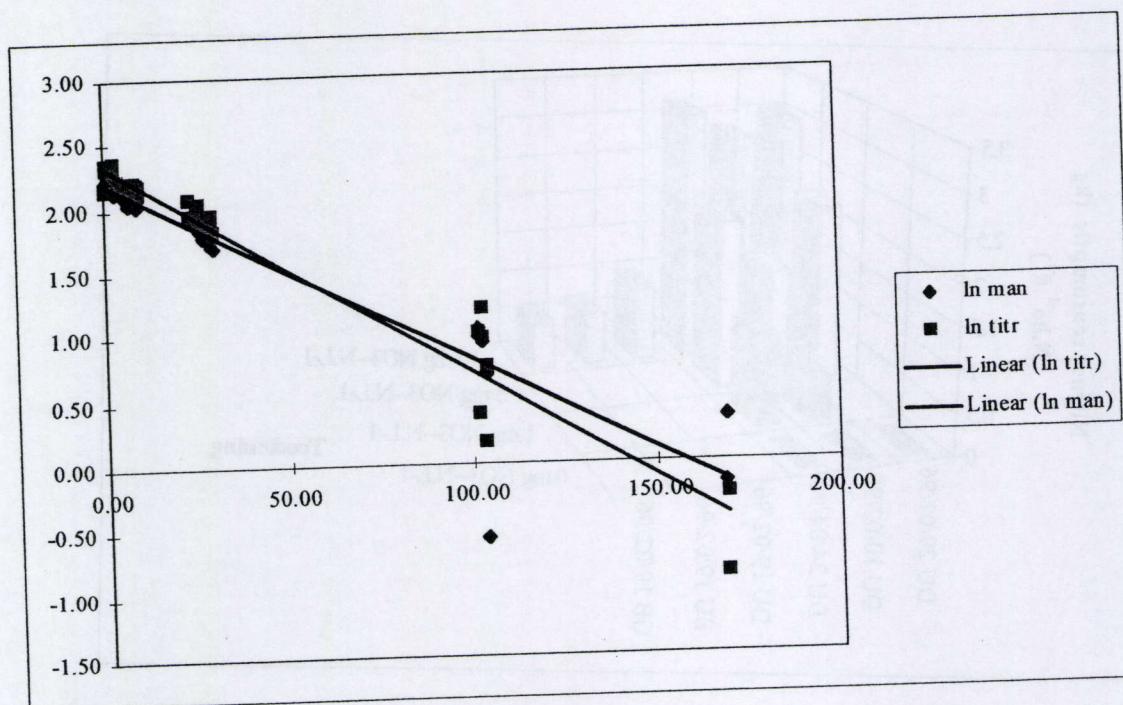


Fig. 4.4: Semilogtransformatie van nitraatconsumptiesnelheden van sediment van Appels punt 3

Om uitsluitsel te krijgen over de hypothese dat nitraattransport doorheen sediment de limiterende factor zou zijn van nitraatconsumptie, werd een nitraatconsumptie-experiment uitgevoerd met recipiënten van verschillende basisoppervlakte. Boven de sedimenten werd in beide toepassingen 40 ml oplossing van 10 mg NO_3^- -N mg L^{-1} gebracht. De resultaten zijn voorgesteld in Tabel 4.2.

Tabel 4.2: Tijdsduur (t) eer de nitraatconcentratie teruggevallen was van 10 tot 2 mg L^{-1} in oplossing boven sediment van de Durme, in recipiënten van verschillende basisoppervlakte

Oppervlakte (cm^2)	t
315.0	4 uren
12.6	4 dagen

Uit de tabel blijkt dat indien de oppervlakte met een factor van ongeveer 25 verkleinde, de tijdsduur nodig om een gelijke hoeveelheid nitraat te verwijderen met ongeveer dezelfde factor toenam. Dit toont aan dat transport doorheen het sedimentoppervlak wel degelijk een limiterende factor was.

Uit het verkennend experiment van lange termijn kon niet uitgemaakt worden of beschikbare koolstof limiterend was of niet, althans niet op korte termijn.

Daarom werd een nitraatconsumptie-experiment uitgevoerd met en zonder toevoeging van 1% glucose. De beginconcentratie van nitraat in de bovenstaande oplossing was 20 mg N L⁻¹. De nitraatconcentratie werd gedurende 9 uur gevolgd. Het gebruikte sediment was van de Durme. De afname van nitraat verliep in beide toepassingen nagenoeg rechtlijnig. De best passende rechten doorheen de concentratiewaarden van beide toepassingen vielen bijna perfect samen. De vergelijkingen waren:

Met 1% glucose: $Y = -1,523 X + 19,3 \quad (R^2 = 0,87)$

Zonder glucose: $Y = -1,542 X + 19,4 \quad (R^2 = 0,82)$.

Hieruit blijkt dat glucose, dus beschikbare koolstof, althans tijdens de eerste uren geen effect had op nitraatverwijdering door sediment. In de meeste studies aangaande toedieningsexperimenten op sediment van wetlands is nitraatconsumptie en denitrificatie gelimiteerd door nitraat (bv. Oremland et al., 1984; Christensen & Sørensen, 1986; Ambus & Lowrance, 1991; Van Oostrom & Russell, 1994). Slechts in enkele gevallen bleek koolstof limiterend te zijn (bv. Ashby et al., 1998).

4.3.2 N₂O-Fluxbepalingen

Twee experimenten werden uitgevoerd: het eerste op datum van 24/04/96, het tweede op datum van 20/05/96. De experimenten gebeurden bij 25°C met sediment van de Durme. De karakteristieken van de gebruikte sedimenten en het rivierwater op het moment van de bemonstering zijn terug te vinden in Tabel 3.1.

Het eerste experiment ging gepaard met met het bepalen van de nitraatconsumptie waarvan de resultaten zijn weergegeven in Paragraaf 4.3.1. Tijdens dit experiment werden verschillende nitraatconcentraties in oplossing boven sediment van de Durme gebracht. De resultaten van de N₂O-fluxbepalingen van dit experiment zijn weergegeven in Fig. 4.5.

Het tweede experiment werd niet begeleid door een nitraatconsumptie-experiment omdat de stoomdistillatie-apparatuur in die periode defect was. Dit experiment had tot doel de invloed van ammonium op nitraatverwijdering na te gaan. De toedieningen aan het bovenliggend water bij dit experiment bestonden uit:

- 1: 0 mg $\text{NO}_3^- \text{--N L}^{-1}$
- 2: 10 mg $\text{NO}_3^- \text{--N L}^{-1}$
- 3: 10 mg $\text{NH}_4^+ \text{--N L}^{-1}$
- 4: 10 mg $\text{NO}_3\text{NH}_4 \text{--N L}^{-1}$

De resultaten van het tweede experiment zijn voorgesteld in Fig. 4.6.

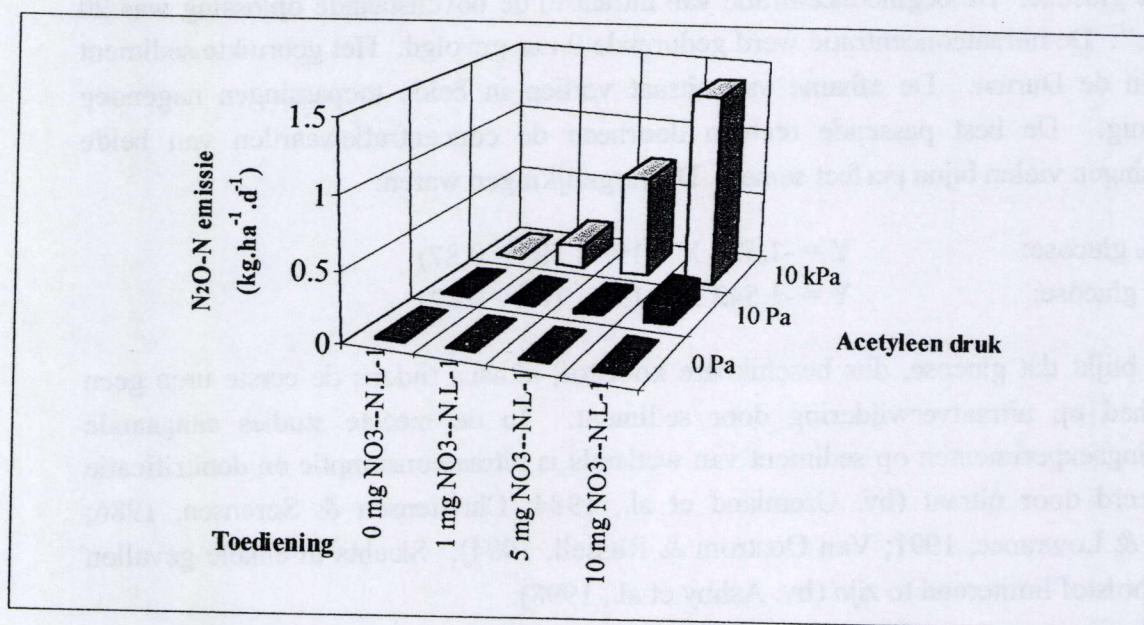


Fig. 4.5: N_2O -emissies bij verschillende nitraatconcentraties en acetyleen-toedieningen ($n=3$)

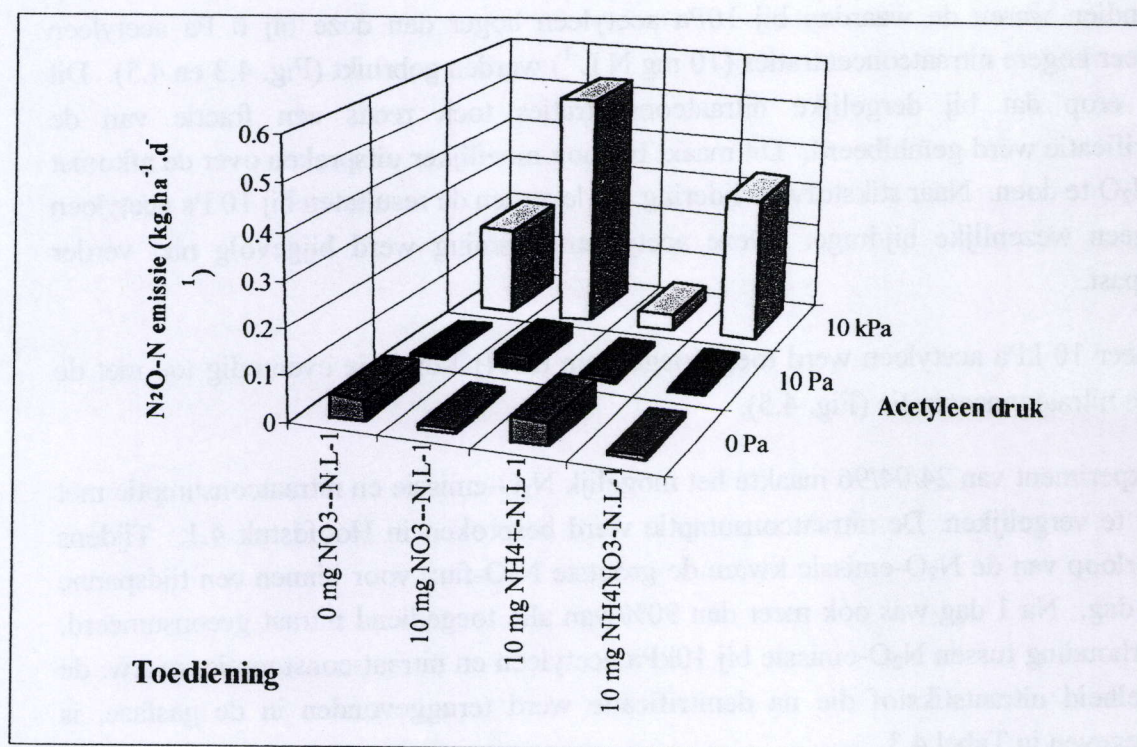


Fig. 4.6: N₂O-emissies bij verschillende stikstof- en acetyleentoedieningen (n=3)

De resultaten bij acetyleentoevoeging van 10 Pa waren veel lager dan deze bij 10 kPa (Fig. 4.5 en 4.6). Bij deze acetyleentoediening wordt inderdaad enkel nitrificatie geïnhibeed. De N₂O-emissiewaarden zijn in dit geval enkel afkomstig van N₂O-productie als nevenproduct van denitrificatie. Deze waarden stellen bijgevolg slechts een deel van de werkelijk optredende N₂O-emissie voor. De totale N₂O-emissie wordt weergegeven door de waarden waarbij geen acetyleen werd toegediend. Het verschil tussen de waarden bekomen zonder toediening van acetyleen en deze bij 10 Pa acetyleen geeft de N₂O-emissie t.g.v. nitrificatie weer. Het toedienen van 10 Pa acetyleen laat dus toe de totale N₂O-emissie op te splitsen volgens de processen die ervan de oorzaak waren, zijnde ofwel nitrificatie of denitrificatie. Dit zou zeer handig zijn indien die bekomen verhouding eveneens de verhouding weergeven tussen de intensiteit van beide processen. Maar helaas is dit helemaal niet het geval. De vorming van N₂O wordt immers niet alleen gestuurd door de intensiteit van nitrificatie en denitrificatie, maar ook door de verhouding tussen de verschillende eindproducten en door diffusie en consumptie van N₂O vooraleer het uit het sediment in de atmosfeer komt (Davidson, 1991). Daar komt bij dat N₂O over het algemeen slechts een minieme fractie uitmaakt van de totaliteit aan eindproducten van de betreffende processen.

Bovendien waren de waarden bij 10 Pa acetyleen hoger dan deze bij 0 Pa acetyleen wanneer hogere nitraatconcentraties (10 mg N L^{-1}) werden gebruikt (Fig. 4.3 en 4.5). Dit wijst erop dat bij dergelijke nitraatconcentraties toch reeds een fractie van de denitrificatie werd geïnhibeed. Dit maakt het nog moeilijker uitspraken over de afkomst van N_2O te doen. Naar stikstofverwijdering toe leverden de resultaten bij 10 Pa acetyleen dus geen wezenlijke bijdrage. Deze acetyleentoediening werd bijgevolg niet verder toegepast.

Wanneer 10 kPa acetyleen werd toegevoegd nam de N_2O -emissie evenredig toe met de initiële nitraatconcentratie (Fig. 4.5).

Het experiment van 24/04/96 maakte het mogelijk N_2O -emissie en nitraatconsumptie met elkaar te vergelijken. De nitraatconsumptie werd besproken in Hoofdstuk 4.1. Tijdens het verloop van de N_2O -emissie kwam de grootste N_2O -flux voor binnen een tijdspanne van 1 dag. Na 1 dag was ook meer dan 90% van alle toegediend nitraat geconsumeerd. De verhouding tussen N_2O -emissie bij 10 kPa acetyleen en nitraat-consumptie, m.a.w. de hoeveelheid nitraatstikstof die na denitrificatie werd teruggevonden in de gasfase, is weergegeven in Tabel 4.3.

Tabel 4.3: Verhouding tussen N_2O -N-emissie bij 10 kPa acetyleen en nitraat-N-consumptie; datum experiment: 24/04/96

Nitraattoediening ($\text{mg NO}_3^- \text{ N L}^{-1}$)	Verhouding (%)
0	100.0
1	45.9
5	40.7
10	38.0

Ondanks het feit dat nitraatconsumptie en N_2O -emissie na toevoeging van acetyleen hoger waren naarmate de initiële nitraatconcentratie toenam, werd procentueel steeds minder nitraat-stikstof teruggevonden in de gasfase. De verhouding nam wel minder sterk af naarmate de initiële nitraatconcentratie toenam.

De N_2O -emissie zonder toevoeging van acetyleen nam niet toe bij stijgende nitraatconcentraties (Fig. 4.5), hoewel een positief verband werd beschreven door Granli & Bøckman (1994).

Toevoeging van ammonium aan een concentratie van 10 mg N L^{-1} leverde bij 10 kPa acetyleen emissiewaarden op die een grootte-orde lager waren dan wanneer dezelfde

hoeveelheid stikstof als nitraat werd toegediend (Fig. 4.3). De waarden lagen dicht bij de emissiewaarden die naar voor kwamen zonder toevoeging van nitraat of zonder toediening van acetyleen. Toevoeging van 10 mg N L^{-1} als ammoniumnitraat leverde emissiewaarden op die intermediair lagen tussen de waarden bij toediening van dezelfde hoeveelheid stikstof als nitraat enerzijds en de waarden bij toediening van dezelfde hoeveelheid stikstof als ammonium anderzijds.

Deze bevindingen laten vermoeden dat ammonium, althans onder de proefomstandigheden geen onmiddellijk effect had op denitrificatie. Het sediment op zich was trouwens zonder ammoniumtoediening reeds rijk aan ammonium (Tabel 4.1).

4.3.3 ZUURSTOFCONSUMPTIE-EXPERIMENTEN

Verscheidene zuurstofconsumptie-experimenten werden uitgevoerd, waarvan sommige in combinatie met nitraatconsumptie-experimenten. De resultaten van de zuurstofconsumptie-experimenten zijn weergegeven in Fig. 4.7 t.e.m. 4.11.

Het zuurstofgehalte van de blanco-oplossing stabiliseerde zich steeds vrij snel tussen 65 en 70 %, en bleef daarna gedurende de rest van de experimenten constant. Het verloop van de zuurstofconcentratie nam boven elk sediment af. De afname was dus steeds duidelijk te wijten aan de invloed van het betrokken sediment.

Na aanpassing van de zuurstofconcentratie aan de blanco situatie nam de concentratie boven sediment aanvankelijk traag af. Na verloop van tijd werd een maximale verdwijnsnelheid vastgesteld, waarna de afname weer steeds trager verliep. De maximale consumptiesnelheden zijn weergegeven in Tabel 4.4.

De grootste zuurstofconsumptie werd vastgesteld boven Durmesediment (Fig. 4.7 en 4.8). Na ongeveer 3 uur was alle zuurstof steeds verbruikt. Dit was heel wat sneller dan in de overige sedimenten, hoewel daar toch een onderscheid dient gemaakt. In Fig. 4.9 werden de experimenten onmiddellijk na de monsternamen uitgevoerd. In Fig. 4.10 waren de sedimenten wegens technische redenen eerst een tijd (een week) in het labo blijven staan. Voor het sediment van Appels bleek dit een groot verschil in resultaten op te leveren. Het verse sediment was veel actiever dan sediment dat een tijd aan getijwerking onttrokken was geweest. Voor het Groot Buitenschoor was dit minder het geval, bij sediment van Burcht was het verschil te verwaarlozen. Uiteraard is na 1 week minder beschikbare koolstof aanwezig. Maar de volgende vaststelling kan de resultaten mogelijk deels verklaren.

Het sediment van Appels bevatte immers evenals dat van de Durme veel Oligochaeten. Deze wormen kunnen zelfs onder lage zuurstofspanning gedijen. Door circulaire bewegingen met hun lichaam uit te voeren veroorzaken ze kleine turbulenties die hun benodigde zuurstofaanvoer op peil houdt. In het sediment dat een tijd was blijven staan waren de wormen doodgegaan. De experimenten met Durmesediment daarentegen gebeurden steeds zo vlug mogelijk waardoor de Oligochaeten hun activiteit nog volop vertoonden. In sediment van Burcht of van Groot Buitenschoor komen van nature geen Oligochaeten voor. In sediment van Groot Buitenschoor komt wel macrozoöbenthos voor, maar in veel lagere dichtheden dan de vernoemde Oligochaetenpopulaties. In sediment van Burcht kwam nauwelijks macrozoöbenthos voor.

De verschillen in zuurstofconsumptie tussen de sedimenten, enerzijds met, anderzijds zonder benthos, waren dus, wanneer verschillende lokaties met elkaar vergeleken werden, ongeveer evenredig met de omvang van de benthospopulaties die in situ op deze lokaties voorkwamen. Ten einde een betere quantificering van de invloed van benthos op zuurstofconsumptie te kunnen inschatten werd een vergelijkend experiment uitgevoerd met en zonder toevoeging van 100 Oligochaeten. Dit aantal kwam, rekening houdend met de oppervlakte van horizontale binnendoorsnede van de recipiënten ($15,8 \text{ cm}^2$), overeen met een dichtheid van iets meer dan 63.000 m^{-2} . De resultaten zijn weergegeven in Fig. 4.11. Hieruit blijkt dat de wormen het grootste deel van de zuurstofconsumptie voor eigen rekening namen. Tabel 4.4 laat zien dat de aanrijking aan Oligochaeten de zuurstofconsumptie van sediment te Appels verhoogde tot de waarden die aangetroffen werden voor sediment van de Durme.

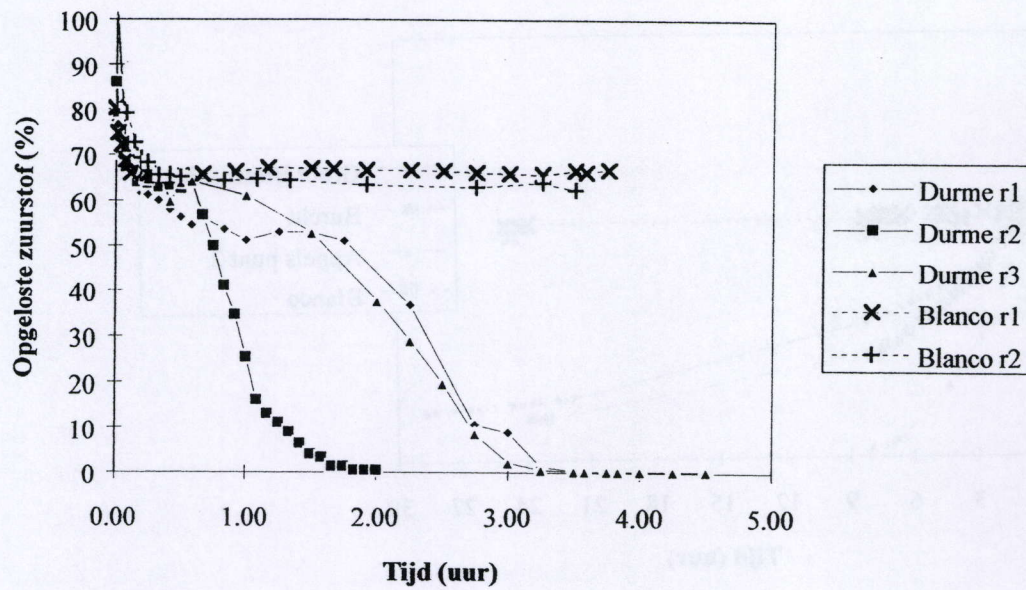


Fig. 4.7: Zuurstofconsumptie Durme sediment; datum monsternamen sediment: 11/01/96; datum experiment: r1: 12/01/96, r2: 13/01/96, r3: 14/01/96

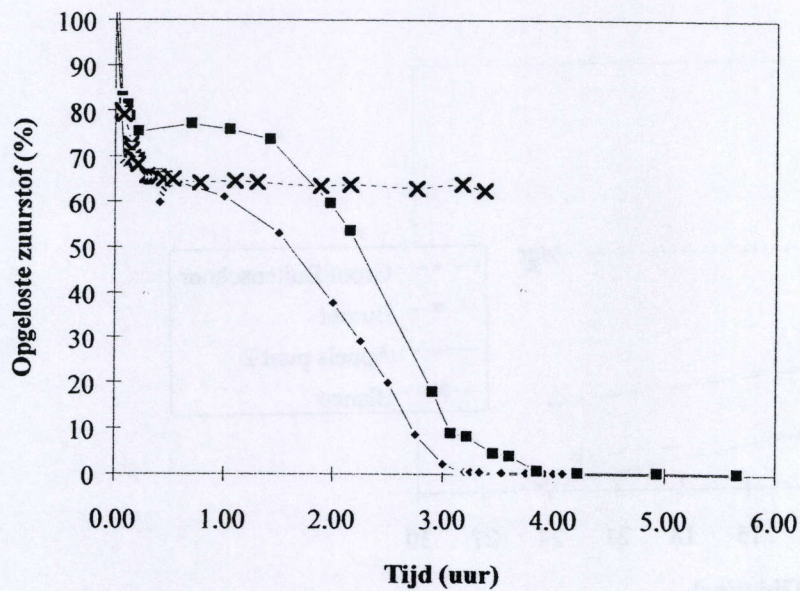


Fig. 4.8: Zuurstofconsumptie Durme sediment; datum monsternamen sediment: 16/03/96; datum experiment: r1: 17/03/96, r2: 18/03/96

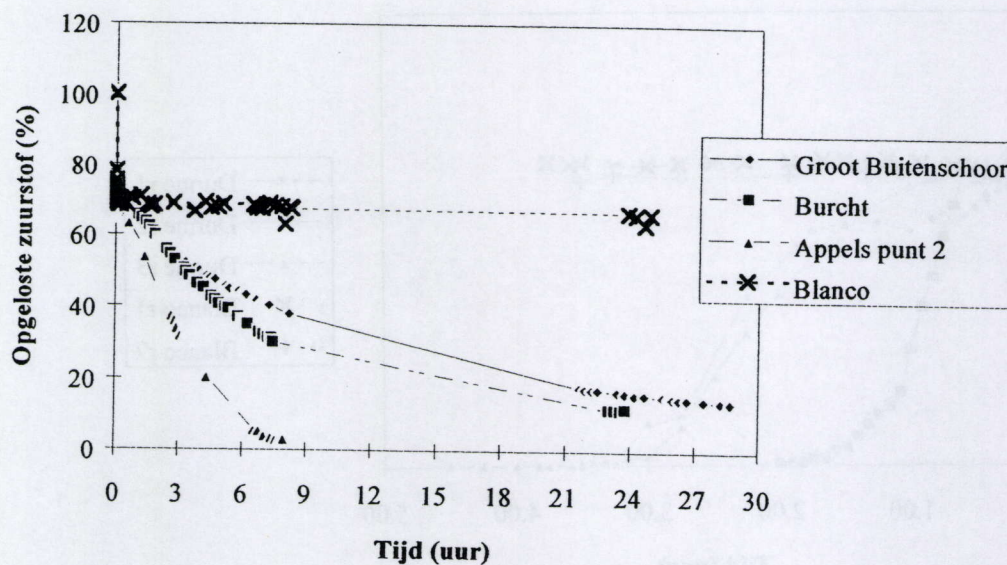


Fig. 4.9: Zuurstofconsumptie van enkele sedimenten; datum monsternamen sedimenten: 17/09/96; datum experiment: Appels: 18/09/96, Burcht: 19/09/96, Groot Buitenschoor: 20/09/96

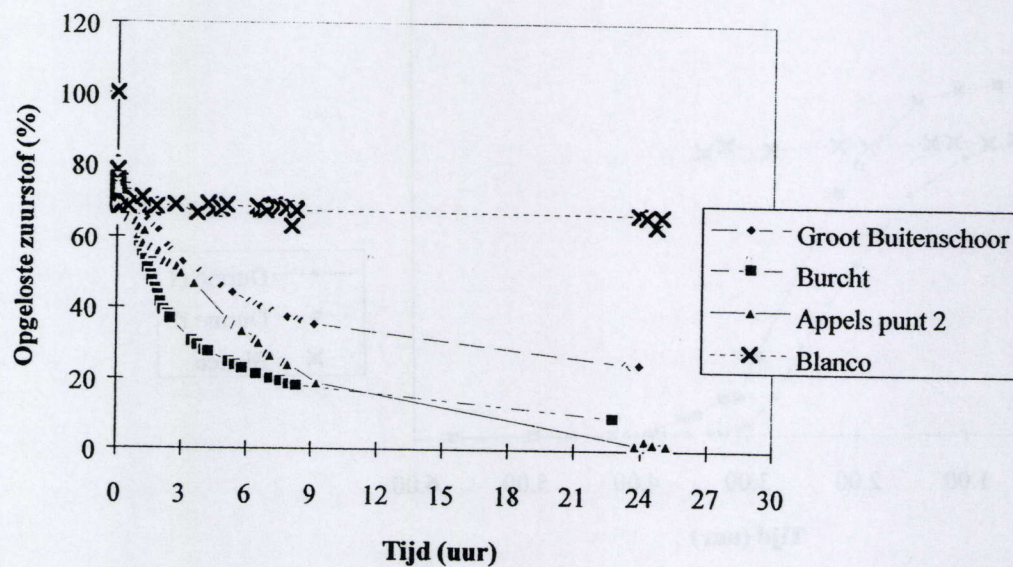


Fig. 4.10: Zuurstofconsumptie van enkele sedimenten; datum monsternamen sedimenten: 02/09/96; datum experiment: Groot Buitenschoor: 10/09/96, Burcht: 11/09/96, Appels: 12/09/96

Tabel 4.4: Maximale zuurstofconsumptiesnelheden van verschillende sedimenten

Plaats	Datum		Max. zuurstofconsumptie (%.cm ⁻²)	Opmerking
	Monstername	Experiment		
Durme	11/01/96	12/01/96	3.6	
		13/01/96	0.7	
		14/01/96	2.4	
	16/03/96	17/03/96	2.4	
		18/03/96	3.1	
Appels 2	17/09/96	18/09/96	1.1	
Burcht		19/09/96	0.6	
Groot Buitenschoor		20/09/96	0.4	
Appels 2	02/09/96	10/09/96	0.5	
Burcht		11/09/96	1.3	
Groot Buitenschoor		12/09/96	0.6	
Appels 3			0.2	
			3.3	+ 100 Oligochaeten

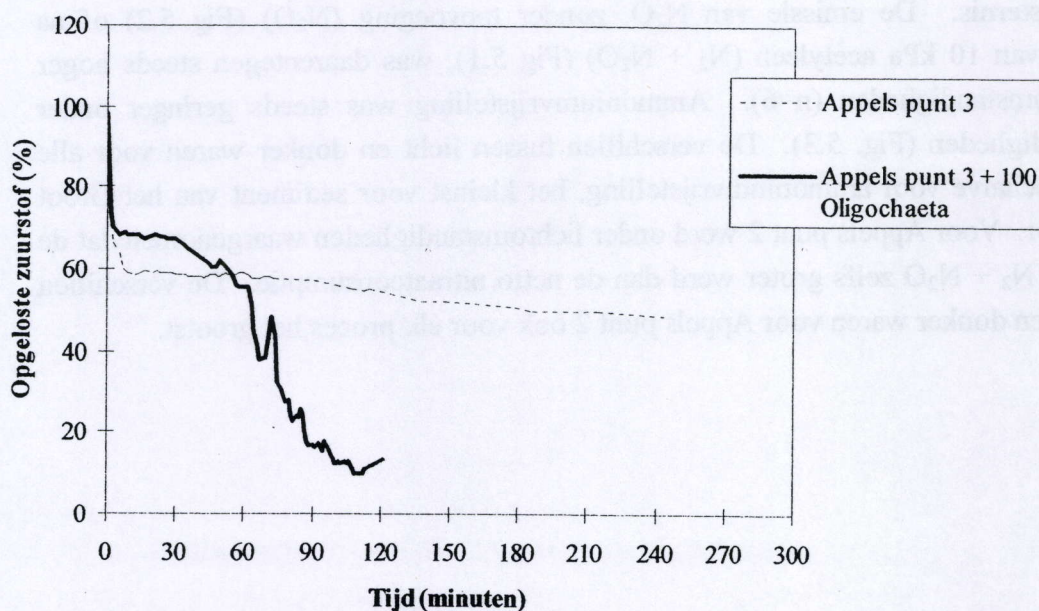


Fig. 4.11: Zuurstofconsumptie van sediment met en zonder toevoeging van 100 Oligochaeten

5 LICHT-DONKER EXPERIMENTEN

Om althans een gedeeltelijke opsplitsing te kunnen quantificeren tussen nitraatconsumptie door denitrificatie en door assimilatie, werd met sediment van elk monsterpunt een gecombineerd nitraatconsumptie-emissie experiment uitgevoerd onder omstandigheden van licht en donker. Dit zou het mogelijk maken uitspraken te formuleren aangaande lichtgebonden assimilatie. Het belang hiervan ligt ook in de inschatting van dag-nacht variatie m.b.t. licht.

Op de sedimenten werd een $10 \text{ mg NO}_3^- \text{-N L}^{-1}$ oplossing gebracht. Temperatuur werd via ventilatie constant gehouden op 25°C . De proefopzet was verder zoals beschreven in Materiaal en methoden. Hierbij werden de zijwanden van de glazen recipiënten die in lichtomstandigheden geplaatst werden afgeschermd met aluminiumfolie.

5.1 RESULTATEN

De randparameters van het experiment zijn weergegeven in Tabel 5.1.

Onder lichtomstandigheden was de (netto) nitraatconsumptie (Fig. 5.1) steeds geringer dan bij duisternis. De emissie van N_2O , zonder toevoeging (N_2O) (Fig 5.2) of na toevoeging van 10 kPa acetyleen ($\text{N}_2 + \text{N}_2\text{O}$) (Fig 5.1), was daarentegen steeds hoger onder lichtomstandigheden ($n=6$). Ammoniumvrijstelling was steeds geringer onder lichtomstandigheden (Fig. 5.3). De verschillen tussen licht en donker waren voor alle processen, behalve voor ammoniumvrijstelling, het kleinst voor sediment van het Groot Buitenschoor. Voor Appels punt 2 werd onder lichtomstandigheden waargenomen dat de emissie van $\text{N}_2 + \text{N}_2\text{O}$ zelfs groter werd dan de netto nitraatconsumptie. De verschillen tussen licht en donker waren voor Appels punt 2 ook voor elk proces het grootst.

Tabel 5.1: Randparameters van de licht-donker experimenten: karakterisatie van rivierwater en sediment

Plaats	Datum	Rivierwater						Sediment		
		Temp. (°C)	Sp. cond. (µS/cm)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	NH ₄ ⁺ (mg N/l)	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻ (mg N/l)	Vochtgehalte (g H ₂ O/100 g DS)	NH ₄ ⁺ (mg N/100 g DS)	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻ (mg N/100 g DS)
Groot Buitenschoor	01-Apr-97	12.3	16520	8.30	80.3	1.23	5.96	92	3.25	0.10
Burcht	21-Dec-96	8.2	2360	4.50	42.3	2.30	5.26	76	13.21	0.00
Durme	01-Apr-97	12.7	1056	3.30	30.2	4.56	4.85	95	12.54	0.00
Appels 1	28-Nov-96	12.5	956	1.62	15.3	5.32	2.31	84	10.5	0.00
Appels 2	28-Nov-96	12.5	956	1.62	15.3	5.32	2.31	86	10.5	0.00
Appels 3	05-Dec-96	10.2	1025	2.76	26.1	4.21	4.38	95	7.84	0.00
Appels 4	05-Dec-96	10.2	1025	2.76	26.1	4.21	4.38	102	8.54	0.20

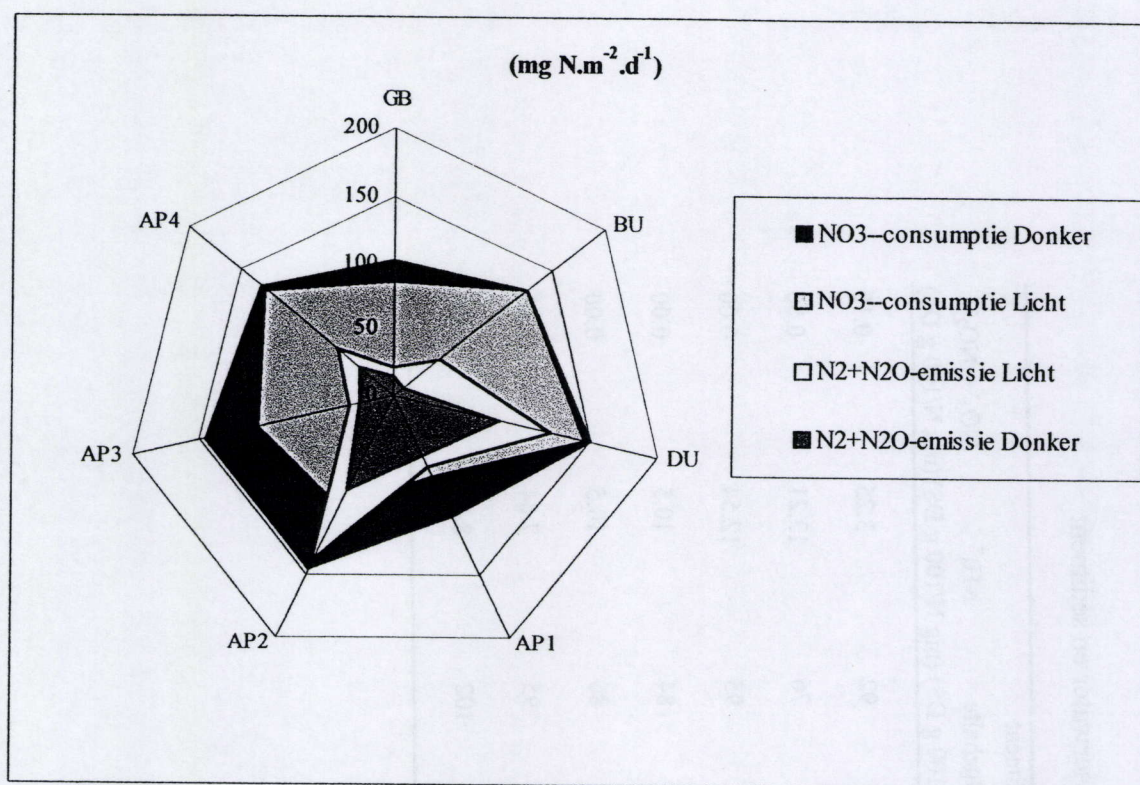


Fig. 5.1: Nitraatconsumptie en N₂+N₂O-emissie in licht en donker

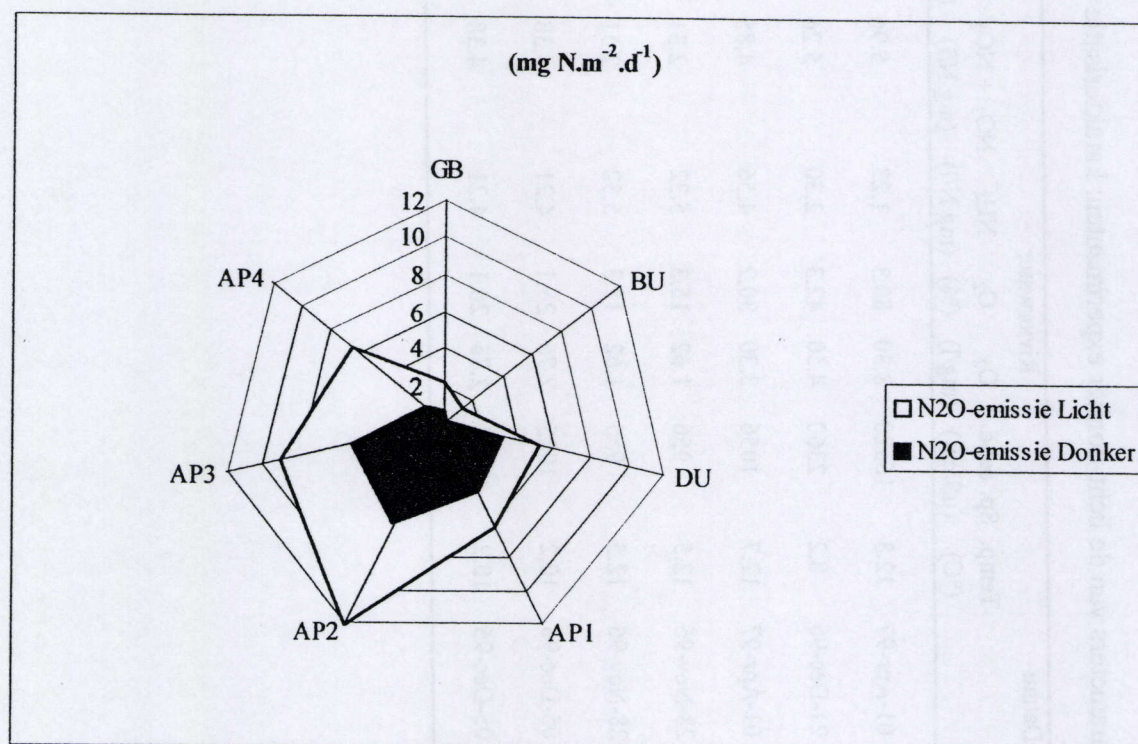


Fig. 5.2: N₂O-emissie in licht en donker

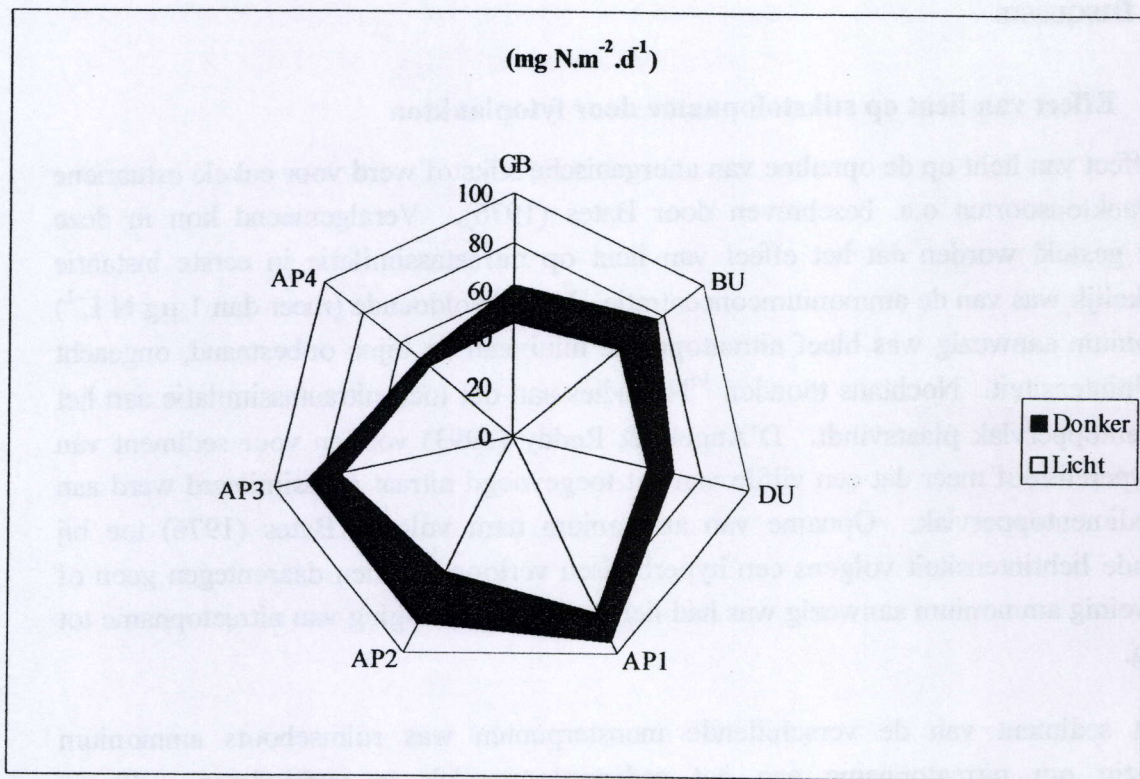


Fig. 5.3: Ammoniumvrijstelling in licht en donker

De procentuele verschillen tussen de verschillende processnelheden bij licht en donker zijn weergegeven in Tabel 5.2. De grootste procentuele verschillen kwamen voor bij N₂O-emissie. De waarden vertoonden tussen de verschillende sedimenten het minst variatie voor ammoniumvrijstelling (standaardafwijking 11,6%), en het meest voor nitraatconsumptie (standaardafwijking 23,3%).

Tabel 5.2: Verschil tussen verschillende processnelheden bij licht en donker (eenheden: %, negatieve waarden: snelheid groter bij duisternis)

Station	Datum	NO ₃ ⁻ -Consumptie	NH ₄ ⁺ -Vrijstelling	N ₂ O-Emissie (n=6)	
				0 Pa acetyleen	10 kPa acetyleen
GB	01/04/97	-21.2	-34.8	71.4 (± 41)	25.7 (± 10)
BU	27/12/96	-0.8	-35.7	88.5 (± 14)	80.9 (± 9)
DU	01/04/97	-4.1	-17.2	37.3 (± 9)	32.7 (± 4)
AP1	28/11/96	-48.5	-15.9	33.9 (± 16)	16.9 (± 5)
AP2	28/11/96	-57.6	-38.1	50.0 (± 48)	43.1 (± 6)
AP3	05/12/96	-38.1	-19.4	44.4 (± 24)	25.9 (± 8)
AP4	05/12/96	-4.0	-8.9	79.4 (± 25)	37.8 (± 17)

5.2 DISCUSSIE

5.2.1 Effect van licht op stikstofopname door fytoplankton

Het effect van licht op de opname van anorganische stikstof werd voor enkele estuariene fytoplanktonsoorten o.a. beschreven door Bates (1976). Veralgemeend kon in deze studie gesteld worden dat het effect van licht op nitraatassimilatie in eerste instantie afhankelijk was van de ammoniumconcentratie. Indien voldoende (meer dan $1 \mu\text{g N L}^{-1}$) ammonium aanwezig was bleef nitraatopname minimaal en bijna onbestaand, ongeacht de lichtintensiteit. Nochtans toonden ^{15}N -studies aan dat toch nitraatassimilatie aan het sedimentoppervlak plaatsvindt. D'Angelo & Reddy (1993) vonden voor sediment van een hypereutroof meer dat een vijfde van het toegevoegd nitraat geassimileerd werd aan het sedimentoppervlak. Opname van ammonium nam volgens Bates (1976) toe bij stijgende lichtintensiteit volgens een hyperbolisch verloop. Indien daarentegen geen of zeer weinig ammonium aanwezig was had lichtinval een verhoging van nitraatopname tot gevolg.

In het sediment van de verschillende monsterpunten was ruimschoots ammonium aanwezig om nitraatopname aan het sedimentoppervlak te verhinderen. In de bovenstaande oplossing was initieel geen ammonium, maar ook geen fytoplankton aanwezig, zodat enkel het sedimentoppervlak kon beschouwd worden. Lichtinval had een vermindering van ammoniumvrijstelling uit het sediment tot gevolg, hetgeen kan geïnterpreteerd worden als een stijging van opname aan het sedimentoppervlak. Dit toont ook aan dat inderdaad voldoende ammonium beschikbaar was voor assimilatie. De opname van nitraat zou in dit geval dus niet toegenomen zijn. Nochtans vertoonde nitraatconsumptie een afname onder lichtomstandigheden. Deze afname kan niet door wijzigingen in opname verklaard worden. In andere studies werd trouwens een toename van nitraatconsumptie onder lichtomstandigheden vastgesteld (Faafeng & Røse, 1993). In volgende paragraaf wordt hier verder op ingegaan.

5.2.2 Effect van licht op nitrificatie en denitrificatie

Uit de literatuur is gekend dat licht de penetratie van zuurstof in sediment stimuleert door verhoogde fotosynthese van algen (Nielsen et al., 1990; Rysgaard et al., 1993). De dikte van de aerobe oppervlaktelaag van het sediment neemt hierdoor toe. Dit heeft belangrijke gevolgen voor denitrificatie, dat als anaeroob proces meer naar de diepte wordt verdrongen. Licht oefent hierdoor een inhiberende werking uit op denitrificatie. Deze inhibitie strekt zich via macrofyten zelfs tot de wortelzone uit (Christensen & Sørensen, 1986). Drie hypothesen voor de inhibitie werden vooropgesteld (Nielsen et al., 1990):

- geringere beschikbaarheid van nitraat ter hoogte van het aeroob-anaeroob grensvlak omdat nitraat over een langere afstand moet diffunderen om daar te geraken
- lagere denitrificatiepotentiaal op grotere diepte wegens limitatie van beschikbaar organisch substraat of eengeringer aantal denitrificerende bacteriën
- competitie tussen denitrificatie en nitraatassimilerende algen.

Vooraf de eerste hypothese zou volgens (Nielsen et al., 1990) de meest waarschijnlijke zijn. Nitrificatie neemt door de toename van zuurstof in het sediment toe. Met het gebruik van acetyleen valt daar echter niets van te merken vermits acetyleen nitrificatie inhibeert.

De resultaten wijzen echter op een duidelijke toename van denitrificatie onder lichtomstandigheden. Dit staat in schril contrast met de bevindingen uit de literatuur. De toename kan niet te wijten zijn aan een verhoging van de temperatuur. Door middel van blanco recipiënten voorzien van een thermometer kon immers aangetoond worden dat de opwarming van belichte stalen t.o.v. onbelichte maximaal 2°C bedroeg, hetgeen de waargenomen stijging van N₂O-emissie niet kan verklaren. Op het eerste zicht lijkt niets de verhoging van denitrificatie te kunnen verklaren. De enige nitraatbron voor denitrificatie bij toediening van acetyleen was de nitraatvoorraad in het bovenstaand water, en deze hoeveelheid verhoogde niet bij lichtomstandigheden. Ze nam alleen trager af. Tenzij toch nitrificatie plaatsvond ondanks de inhiberende werking van acetyleen. Daar waren inderdaad belangrijke aanwijzingen voor. Ondanks het feit dat de recipiënten aan de zijwanden afgesloten waren met aluminiumfolie, vond toch lichtinval langs de zijwanden plaats. Dit was te zien aan de ontwikkeling van algen tegen de zijwanden tot enkele cm onder het sedimentoppervlak. Waarschijnlijk was de lichtinval doorheen de glaswand zelf voldoende om fytoplankton-ontwikkeling toe te laten. Daardoor kon nitrificatie plaatsvinden op plaatsen waar acetyleen niet kon doordringen, waardoor ook de nitrificatiegekoppelde denitrificatie kon toenemen. De afname van de netto nitraatconsumptie bij licht zou daardoor te wijten zijn aan een efflux t.g.v. de toegenomen nitrificatie.

Behalve bij sediment van Burcht en de Durme was het verschil tussen donker en licht voor nitraatconsumptie quantitatief groter dan voor ammoniumvrijstelling. Dit betekent dat de hoeveelheid ammonium nodig voor de toegenomen nitrificatie niet allemaal van het sedimentoppervlak moet afkomstig zijn geweest. Gezien de vrij grote ammoniumvoorraad in het sediment (Tabel 5.1) is het aannemelijk dat ammonium in de onmiddellijke omgeving van de plaats waar nitrificatie plaatsvond beschikbaar moet zijn geweest. Derhalve wordt de hypothese vooropgesteld dat de afname van

ammoniumvrijstelling voor het grootste deel te wijten was aan verhoogde opname van algen aan het sedimentoppervlak t.g.v. lichtinval.

De verhoging van denitrificatie, samen met de afname van de netto nitraatconsumptie, impliceerde een verhoging van nitrificatie ten bedrage van 8 (Groot Buitenschoor) tot 37 mg N.m⁻².d⁻¹ (Appels punt 2). Daarbij is rekening gehouden met het feit dat de oppervlakte van de zijwanden omheen sediment waar algenproductie plaatsvond ongeveer 3x zo groot was als de oppervlakte van het sedimentoppervlak. In Tabel 5.2 is een literatuuroverzicht van proceswaarden van de stikstofcyclus weergegeven. Deze waarden zullen worden besproken naarmate de resultaten van deze studie ermee vergeleken worden. De veronderstelde stijgingen van nitrificatie zijn in vergelijking met de nitrificatiewaarden van Tabel 5.2 zeer hoog maar niet onmogelijk hoog.

Tabel 5.2: Literatuuroverzicht van proceswaarden uit de stikstofcyclus

Ecotype	Bron		N ₂ O-Em. NO ₃ ⁻ -Cons	Nitrificatie		Denitrificatie		N ₂ /N ₂ O
				Nitrificatie	Nitraatflux	Totaal	Methode	
Bosbodem	Groffman et al., 1992	klei				0.80	acetyleen	
		leem				2.80	acetyleen	
		zand				0.20	acetyleen	
Grasland	Meijer, 1993		0.0007			0.001	acetyleen	0.89
	Colbourn, 1992	onbemest	1.3			2.0	acetyleen	1.54
		bemest met 190 kg ureum-N ha ⁻¹	42			70	acetyleen	1.67
		bemest met 80 kg nitraat-N ha ⁻¹	39.9			133	acetyleen	3.33
Rietland	Meijer, 1993	bemest	0.0026			0.002	acetyleen	0.91
	Andersen & Hansen, 1982			50.0				
Moeras	Van Oostrom & Russell, 1994	nitaat effluent 80 mg N L ⁻¹				3800	¹⁵ N	
	Groffman & Hanson, 1997					0.88	acetyleen	
						37.2	acetyleen	
Meer	Cooper, 1994	Typha				1116	acetyleen	
		Carex				89	acetyleen	
	Rysgaard et al, 1993		0.041			0.16	¹⁵ N	
			0.082			0.29	¹⁵ N	
	Seitzinger et al., 1993	ammonium aangerijkt				0.00	acetyleen	
						0.26	¹⁵ N	
		nitraat aangerijkt				0.84	N ₂ -flux	
						0.17	acetyleen	
						0.34	¹⁵ N	
						0.68	N ₂ -flux	

Tabel 5.2: (vervolg)

Ecotype	Bron		N ₂ O-Em.	NO ₃ ⁻ -Cons	Nitrificatie	Denitrificatie		N ₂ /N ₂ O
					Nitrificatie	Nitraatflux	Totaal	Methode
Oeverzone								
	Ashby et al., 1998	oppervlakte					0.15	acetyleen
		diep					2.74	acetyleen
	Bragan et al., 1997						0.39	acetyleen
	Lowrance et al., 1995	oeverbos					18.63	acetyleen
	Hanson et al., 1994	nitraat aangerijkt 8 mg N L ⁻¹					10.96	acetyleen
		niet aangerijkt					1.10	acetyleen
	Peterjohn & Corell, 1984	oeverbos		12.3				
	Pinay et al., 1993	oeverbos					22.00	acetyleen
Riviersediment								
	Nielsen et al., 1990			0.000			0.79	microsensor
				0.000			0.72	microsensor
				0.000			1.03	microsensor
	Christensen et al., 1989						0.58	microsensor
	Chatarpaul et al., 1980	zonder Oligochaeten		29.0			50	¹⁵ N
		met Oligochaeten (12000 ind m ⁻²)		69.0			90	¹⁵ N
	Pelegri & Blackburn, 1995b	zonder Oligochaeten		0.045	0.012	0.01	0.022	¹⁵ N
		met Oligochaeten (20000 ind m ⁻²)		0.058	0.015	0.02	0.039	¹⁵ N
		met Oligochaeten (70000 ind m ⁻²)		0.041	0.012	0.04	0.055	¹⁵ N
Estuarium								
	Bowden et al., 1991	zoetwatergetijdengebied		0.017			0.01	massabalans
	Middelburg et al., 1995	zoetwaterslik Durme	0.0020	5.088	5.00			diepteprofiel
		brakwaterslik Burcht	0.0010	0.391	0.25			diepteprofiel
		zout slik Westerschelde	0	0.196	0.16			diepteprofiel
	Meijer, 1993	brakwaterslik Burcht	0.0004			0.008		acetyleen
	Rysgaard et al, 1993			0.081			0.22	¹⁵ N
				0.067			0.31	¹⁵ N

Tabel 5.2: (vervolg)

Ecotype	Bron	N ₂ O-Em.	NO ₃ ⁻ -Cons	Nitrificatie		Denitrificatie		N ₂ /N ₂ O
				Nitrificatie	Nitraatflux	Totaal	Methode	
Zoutmoeras	Binnerup et al., 1992		0.36	0.129		0.26	¹⁵ N	137.50
			2.43	0.307		2.57	¹⁵ N	
			1.16	0.064		0.68	¹⁵ N	
			0.69	0.014		0.55	¹⁵ N	
	Oremland et al., 1984					0.03	acetyleen	
	Jensen et al., 1993	zout		15.1		0.48	acetyleen	
	Nishio et al., 1982	zout					microsensor	
		zout				7.37	¹⁵ N	
		zout				15.70	¹⁵ N	
	Nishio et al., 1983	zout	0.655	0.314		3.19	¹⁵ N	
Kust		zout	1.752	0.924		13.32	¹⁵ N	
	Kaplan et al., 1979	kreekbodem				67.00	acetyleen	137.50
		algenmat				29.00	acetyleen	
	Lohse et al., 1993	Noordzee		0.634	0.019		N-serve	
				0.343	0.051		N-serve	
	Pelegri & Blackburn, 1994	fjordsediment zonder benthos	0.86	0.250	0.250	0.84	1.09 ¹⁵ N	
		met <i>Corophium volutator</i> (6000ind m ⁻²)	1.44	0.350	0.350	1.44	1.79 ¹⁵ N	
	Pelegri & Blackburn, 1995a	fjordsediment zonder benthos			0.001	0.00	0.003 ¹⁵ N	
		met <i>Nereis</i> sp. (2000ind m ⁻²)			0.006	0.01	0.012 ¹⁵ N	
	Nishio et al., 1982	Japan, baai					1.12 ¹⁵ N	
							0.66 ¹⁵ N	
	Nishio et al., 1983	Japan, baai		2.393	0.641		0.24 ¹⁵ N	
	Kieskamp et al., 1991	Waddenzee	-0.024			0.24	acetyleen	137.50
			0.096			13.20	acetyleen	

6 MESOCOSMOS EXPERIMENTEN

Twee mesocosmos-experimenten konden worden uitgevoerd. Daarbij werden 2 verschillende overspoelingsfrequenties toegepast: 6u laag water en 6u hoog water (6LW / 6HW- experiment) tijdens de week van 13/08/97, en 10u laag water en 2u hoog water (10LW / 2HW – experiment) tijdens de week van 25/08/97. Het verloop van de concentraties van N_2O en acetyleen in de *headspace* zijn voor beide behandelingen weergegeven in de figuren 6.1 en 6.2.

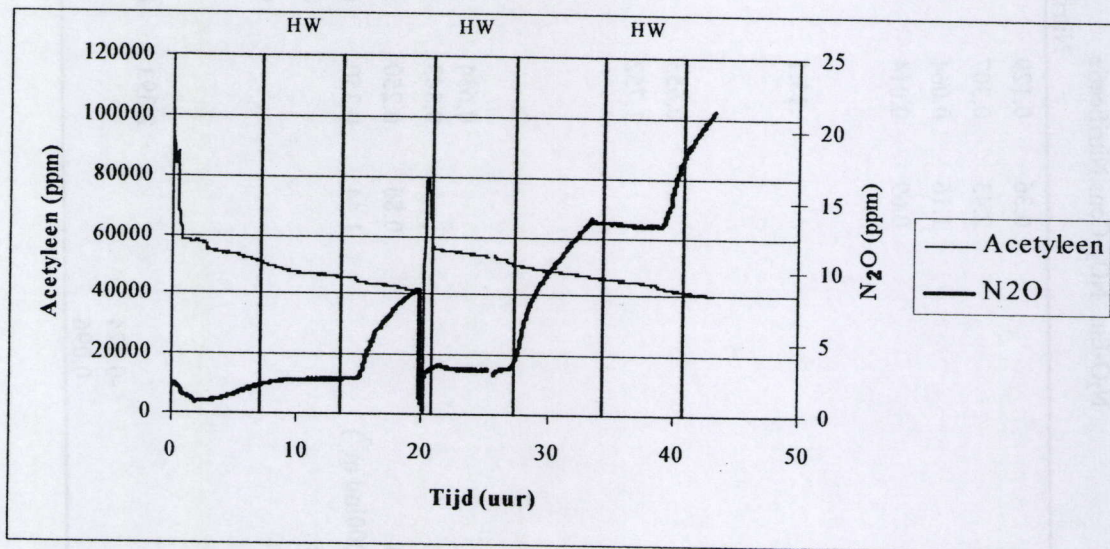


Fig. 6.1: Verloop van N_2O - en acetyleenconcentraties in de *headspace* bij een overspoelingsregime van 6 uur laag water en 6 uur hoog water (HW)

Het 6LW / 6HW- experiment begon, na een periode van aanpassing, bij hoog water (Fig. 6.1). Bij hoog water werd ongeacht het al dan niet toevoegen van acetyleen geen beduidende stijging van N_2O in de gasfase waargenomen. Het uit het sediment vrijgekomen N_2O werd hoogst waarschijnlijk in het overspoelend water opgelost, zodat geen fluxen in de gasfase meetbaar waren.

De concentratie van acetyleen nam gestaag af maar bleef hoog genoeg om N_2 productie te blokkeren. De afname was een goede indicatie dat het acetyleen door het sediment werd opgenomen. Het wegpompen van het water na de periode van hoog water ging gepaard met een kleine daling van acetyleenconcentratie in de gasfase van de koepel. De

grote knik in het verloop van acetyleen wijst op het veranderen van koepel met verse toediening van acetyleen.

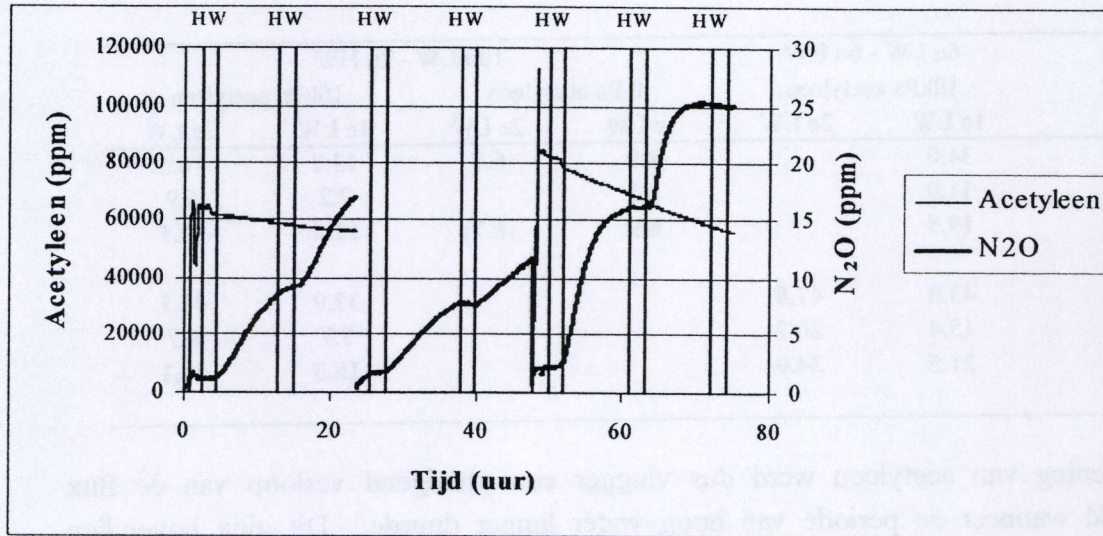


Fig. 6.2: Verloop van N₂O- en acetyleenconcentraties in de headspace bij een overspoelingsregime van 10 uur laag water en 2 uur hoog water (HW)

Zodra het laag water bereikt was werd een duidelijke N₂O-flux merkbaar. Het verloop van N₂O in de gasfase kon ingedeeld worden in 2 fasen. De eerste fase werd gekenmerkt door een hoge en constante flux. Tijdens de tweede fase kende de toename van de concentratie een afbuigend verloop. De fluxen voor de perioden van laag water als geheel en voor de afzonderlijke fasen zijn voor beide experimenten weergegeven in Tabel 6.1. Tijdens het 6LW / 6HW- experiment duurde de eerste fase voor de verschillende cycli steeds ongeveer 2 uur. Tijdens het 10LW / 2HW – experiment (Fig. 6.2) verliepen de fluxen bij laag water veel gelijkmatiger. De fase van constante flux duurde tussen 2 en 8 uur. Op het einde van de periode van laag water nam de flux plots zeer snel af. In een enkel geval werd zelfs een concentratieverlaging waargenomen (Fig. 6.2).

Tabel 6.1: N₂O-fluxen (mg N m⁻² d⁻¹) uit sediment van de mesocosmos

	6u LW - 6u HW		10u LW - 2u HW			
	10kPa acetyleen		0 Pa acetyleen		10kPa acetyleen	
	1e LW	2e LW	1e LW	2e LW	1e LW	2e LW
Fase 1	34.0		8.9	6.7	13.7	16.5
Fase 2	11.0		6.2		7.2	6.9
Totaal	19.5		8.9	(6.7)	11.4	12.5
Fase 1	43.0	47.8			37.9	40.3
Fase 2	15.4	20.2			8.7	4.7
Totaal	21.5	34.0			18.5	12.1

Bij toediening van acetyleen werd dus vlugger een afbuigend verloop van de flux vastgesteld wanneer de periode van hoog water langer duurde. Dit ging bovendien gepaard met hogere fluxwaarden op zich. Er is zeker geen sprake van verzadiging van de gasfase aan N₂O vermits metingen bij opeenvolgende cycli duidelijk aantonen dat de concentratie verder toeneemt. Wel kan dit verklaard worden door aan te nemen dat bij langere perioden van hoog water het sediment uiteindelijk bij laag water meer gereduceerd is dan wanneer het sediment slechts korte tijd is overspoeld. Het achtergebleven nitraat zou dan sneller worden gedenitrificeerd door het meer gereduceerd sediment.

De N₂O-emissie zonder acetyleen was lager dan wanneer acetyleen werd toegevoegd, maar toch was de N₂O-emissie zonder acetyleen vrij hoog (zie verder). Een andere vaststelling is dat waar twee cycli na elkaar werden gevolgd de flux over het algemeen groter was bij de tweede periode van laag water indien acetyleen werd toegevoegd (Tabel 6.1). Indien geen acetyleen werd toegevoegd was de flux lager. Dit kan erop wijzen dat de werking van acetyleen pas na verloop van ettelijke uren optimaal wordt. Op zijn beurt impliceert dit dat de fluxbepalingen tijdens de eerste periode van laag water, zo dit ook al niet het geval is met de tweede, een onderschatting zijn van de werkelijkheid.

Samengevat kan gesteld worden dat dit experiment ondanks zijn gebrekkige uitvoering toch kostbare informatie heeft opgeleverd wat betreft het verloop van denitrificatie onder verschillende getijregimes. Het blijkt immers dat verschil in overspoelingsfrequentie inderdaad een invloed heeft op de kinetiek van denitrificatie. Indicaties zijn aanwezig dat langere duur van overspoeling het sediment preconditioneerde voor een versnelde nitraatverwijdering.

7 REDOXPOTENTIAAL-PROFIEL

Gedurende een getijcyclus werd de redoxpotentiaal a.h.v. de permanente opstelling te Appels in het sediment van de 4 monsterpunten intensief gevolgd (zie materiaal en methoden). Daarbij moest rekening gehouden worden met het feit dat het enkel mogelijk was metingen uit te voeren zolang het mogelijk was de referentieëlectrode in het sediment te bevestigen, dus bij laag water. De metingen gebeurden op 20/08/96.

De gemiddelden van de metingen op -10 cm zijn voorgesteld in Fig. 7.1. De metingen omvatten de periode van laag water van een getijcyclus. De pijltjes duiden het moment aan waarop het sedimentoppervlak vrij kwam. Punt 4 bleef gedurende de metingen onafgebroken vrij. Dat punt wordt enkel bij springtij overspoeld. De afzonderlijke metingen per electrode zijn voor de punten 2, 3 en 4 voorgesteld in Fig. 7.2 t.e.m. Fig. 7.4.

Vooraf moet echter een belangrijke opmerking gemaakt worden. Ondanks de zorg die besteed werd om turbulentie rond de elektroden tot een minimum te beperken kon niet verhinderd worden dat het sediment sterk onderhevig was aan erosie en sedimentatie. Langs de steiger waren bovendien erosiegeulen ontstaan zodat het sedimentoppervlak op veel plaatsen bulten en geulen vertoonde. Deze storende invloed was het best merkbaar op punt 1. De impact nam geleidelijk af naar punt 4 toe. Op punt 4 was geen duidelijke invloed merkbaar. Het gevolg hiervan was dat op punt 1 de diepte van de elektroden in het sediment sterk verminderd was. De elektroden die op -1 en -5 cm dienden te zitten waren zelfs in contact met de lucht. De elektroden die op -10 cm dienden te zitten zaten in werkelijkheid op -3 tot -4 cm. Vermits op punt 1 enkel de elektroden gemeten werden die niet vrijgespoeld waren had het niet veel zin de figuur met de afzonderlijke metingen per electrode van dit punt weer te geven. Tijdens de metingen spoelden op punt 2 de elektroden van het niveau -1cm vrij door water dat langs een erosiegeultje naar de rivier stroomde. Dit is in Fig. 3.17 te zien doordat bij het vrijkomen van de elektroden de redoxpotentiaal plots steeg. Ook 1 electrode van het niveau -5cm in punt 2 was vrijgespoeld. In Fig. 3.17 is dit de enige reeks data die steeds positief blijft. Op de punten 3 en 4 bleven de elektroden op hun juiste plaats.

Het is dus zo dat in Fig. 7.1 eigenlijk verschillende dieptes t.o.v. het sedimentoppervlak met elkaar vergeleken worden. Nochtans blijkt uit Fig. 7.3 dat in punt 3, waar de elektroden ongeveer op hun juiste plaats zaten, alle dieptes ongeveer dezelfde resultaten vertoonden. Er blijft desondanks enig voorbehoud bij de bespreking van de resultaten.

Alle resultaten tonen duidelijk aan dat de redoxpotentiaal van de punten in het slik op om het even welke diepte steeds daalde met verloop van tijd. Die daling verliep het snelst in punt 3 en het traagst in punt 1. In het sulfaatreductiegebied minderde de daling (Fig. 7.1).

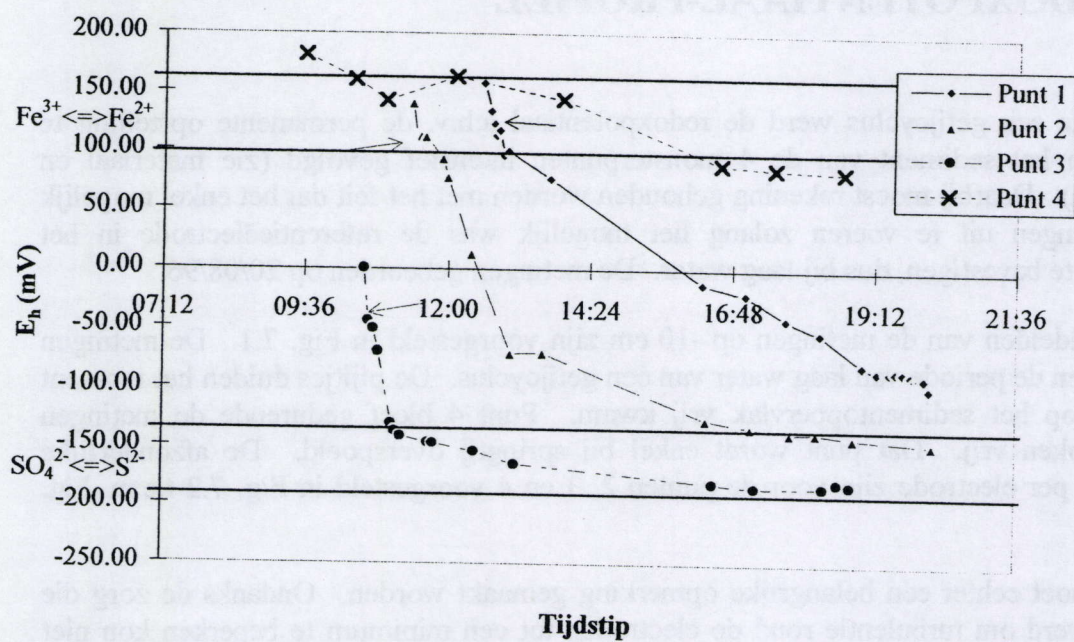


Fig. 7.1: Gemiddeld redoxverloop van de elektroden op -10 cm te Appels op 20/08/96

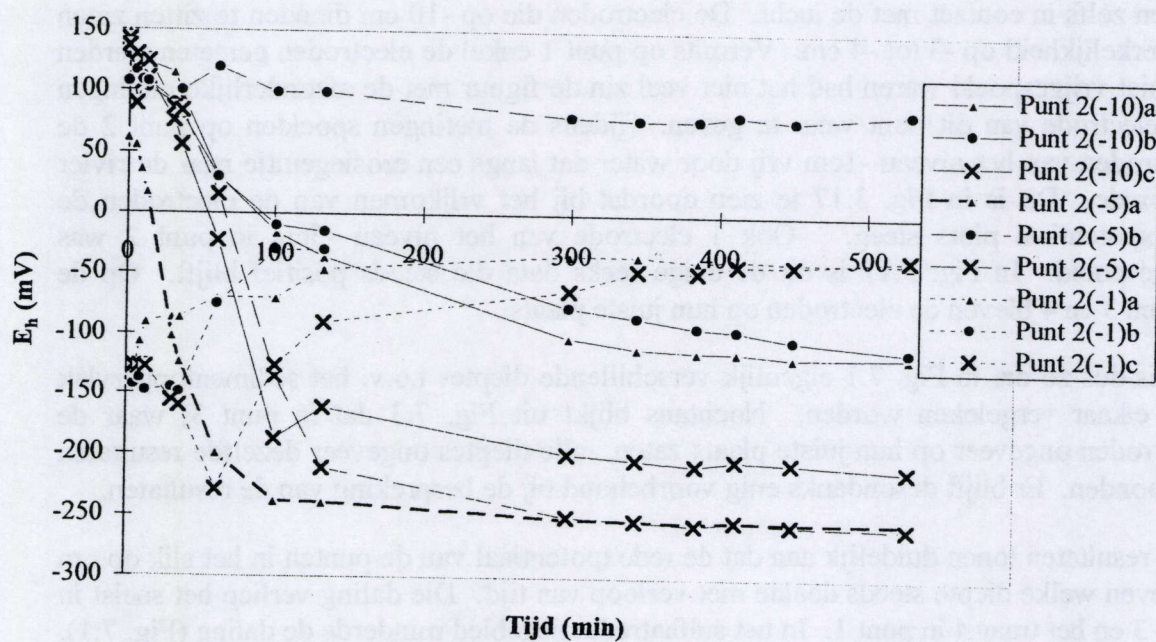


Fig. 7.2: Redoxverloop van de afzonderlijke elektroden te Appels punt 2 op 20/08/96

Tabel 9.5: (vervolg)

	Datum	Bulk watermassa			Geultje			Totaal		
		% t.o.v. vloed			% t.o.v. vloed			% t.o.v. vloed		
		Parameter	Water	Verschil	Parameter	Water	Verschil	Parameter	Water	Verschil
PO ₄ ³⁻ -P	01/07/97	-14.6	-2.4	<u>-12.2</u>	9.7	7.6	<u>2.1</u>	-4.9	5.3	<u>-10.2</u>
PO ₄ ³⁻ -P	07/10/97	-6.5	-9.8	<u>3.2</u>	8.8	8.6	<u>0.2</u>	2.3	-1.1	<u>3.4</u>
PO ₄ ³⁻ -P	27/01/98	-3.2	-3.7	<u>0.5</u>	1.5	1.0	<u>0.5</u>	-1.6	-2.7	<u>1.1</u>
PO ₄ ³⁻ -P	29/04/98	-15.5	-9.6	<u>-5.9</u>	41.3	23.3	<u>18.0</u>	25.8	13.7	<u>12.1</u>
Tot P	01/07/97	-30.8	-2.4	<u>-28.4</u>	9.1	7.6	<u>1.5</u>	-21.7	5.3	<u>-27.0</u>
Tot P	07/10/97	-23.9	-9.8	<u>-14.1</u>	5.2	8.6	<u>-3.5</u>	-18.7	-1.1	<u>-17.6</u>
Tot P	27/01/98	-29.6	-3.7	<u>-25.9</u>	1.1	1.0	<u>0.1</u>	-28.5	-2.7	<u>-25.8</u>
Tot P	29/04/98	-11.6	-9.6	<u>-1.9</u>	14.2	23.3	<u>-9.1</u>	2.6	13.7	<u>-11.1</u>
SO ₄ ²⁻	01/07/97	-4.1	-2.4	<u>-1.7</u>	8.4	7.6	<u>0.8</u>	4.4	5.3	<u>-0.9</u>
SO ₄ ²⁻	07/10/97	-3.0	-9.8	<u>6.7</u>	8.4	8.6	<u>-0.3</u>	5.3	-1.1	<u>6.5</u>
SO ₄ ²⁻	27/01/98	-3.5	-3.7	<u>0.2</u>	1.0	1.0	<u>0.0</u>	-2.5	-2.7	<u>0.2</u>
SO ₄ ²⁻	29/04/98	-10.9	-9.6	<u>-1.3</u>	25.3	23.3	<u>2.0</u>	14.4	13.7	<u>0.7</u>
SiO ₂	01/07/97	-1.6	-2.4	<u>0.7</u>	12.9	7.6	<u>5.3</u>	11.3	5.3	<u>6.1</u>
SiO ₂	07/10/97	-2.0	-9.8	<u>7.7</u>	17.5	8.6	<u>8.9</u>	15.5	-1.1	<u>16.6</u>
SiO ₂	27/01/98	-3.2	-3.7	<u>0.5</u>	1.1	1.0	<u>0.1</u>	-2.1	-2.7	<u>0.6</u>
SiO ₂	29/04/98	-7.0	-9.6	<u>2.6</u>	38.1	23.3	<u>14.8</u>	31.2	13.7	<u>17.5</u>

De temperatuur van het water in het nasijpelingsgeultje evolueerde naar de heersende luchttemperatuur. Deze was lager dan de daggemiddelden weergegeven in Tabel 2.5 omdat het einde van elke cyclus 's avonds of 's nachts plaatsvond.

In januari lag de nachttemperatuur ver onder het nulpunt. Overdag echter was de luchttemperatuur licht positief. Rond het moment van hoog water was het schoroppervlak bijgevolg nog niet bevroren. Dit betekent dat uitwisseling van nutriënten tussen rivier en schor nog mogelijk was.

9.5.2.2 Opgeloste zuurstof

Behalve tijdens de winter was het zuurstofgehalte in de rivier steeds zeer laag. Het schor bevindt zich dan ook in het meest vervuilde deel van het estuarium (zie Hoofdstuk 3, en Van Damme et al., 1995). Bij hoog water was de zuurstofconcentratie nog lager. Dit is een bijkomende indicatie voor de vervuilende invloed van de Rupel. Het studiegebied is immers gelegen stroomopwaarts de Rupelmonding. In tijcycli van zuurstof die werden uitgevoerd stroomafwaarts de Rupelmonding (Leloup & Konietzko, 1956; Van Meel, 1958; De Pauw, 1975; NIOO-CEMO, 1994, niet gepub.) werd telkens een omgekeerd patroon vastgesteld. Bij opkomend tij werd de waterkwaliteit van de rivier voor het schor beïnvloed door het meer gereduceerde water van de Rupel.

Opmerkelijk is dat de zuurstofconcentraties van het oppervlakte-bulkwater bij uitkomend water veel hoger waren dan bij inkomend water. Het water was telkens aangerijkt van ongeveer 10 tot ongeveer 30%. Enkel in januari was de aanrijking minder, maar daar waren de concentraties zowiezo hoger. In het geultje was de aanrijking nog hoger (van iets meer dan 40% in juli tot bijna 100% in januari). En in oktober werd zuurstof gemeten in het water nadat het volledig van de steenbestorting was geklaterd; daar was de concentratie quasi 100 %. Het staat bijgevolg zonder kijf dat het schor een beluchtende werking uitoefent op de rivier.

9.5.2.3 Zuurtegraad (pH)

De zuurtegraad werd gemeten op twee manieren, in situ d.m.v. een datasonde ($\text{pH}_{\text{in situ}}$), en in het labo (pH_{labo}). De bepalingen in het labo lieten toe de waarden van de rivier te vergelijken met die in de geul, en na te gaan of er diepteprofielen te onderscheiden waren. De waarden van de sonde daarentegen hadden het voordeel in situ waarden te zijn, maar werden enkel in de geul geregistreerd.

De waarden bepaald d.m.v. de sonde ($\text{pH}_{\text{in situ}}$) (Fig.9.6) vertoonden een zuiverder profiel dan deze gemeten in het labo (pH_{labo}) (Fig. 9.10). De waarden gemeten in het labo waren ongeveer 0,2 tot 0,3 eenheden hoger, maar sloten ondanks de grilliger patronen beter aan bij het model voorgesteld door Regnier et al. (1997). Hierbij moet opgemerkt worden dat dit model enkel het deel stroomafwaarts de Rupelmonding beslaat. Het verband tussen beide methoden werd bepaald a.h.v. alle volgens tijd en diepte overeenkomstige waarden samen. Dit leverde volgende vergelijking op:

$$\text{pH}_{\text{labo}} = 0,5198 \text{ pH}_{\text{in situ}} + 3,9223 \quad (R^2 = 0,2519, n = 68)$$

De resultaten van de sonde vertoonden een dieptepunt bij hoog water. Om te weten of dit te wijten was aan een diepteprofiel of aan tidale variatie werden, enkel van het bulkwater, de resultaten van de sonde vergeleken met de laboresultaten van de stalen genomen aan de oppervlakte, na correctie volgens bovenstaande vergelijking. Uit Tabel 9.6 volgt dat enkel voor januari de variatie tussen beide patronen verschillend was. Dit is een indicatie dat de lagere waarden van de sonde bij hoog water niet het resultaat waren van een dieptegradiënt. Het is aannemelijker dat bij hoog water zuurder water van de Rupel voor het schor passeert.

Tabel 9.6: Vergelijking van $\text{pH}_{\text{in situ}}$ en pH_{labo} van de oppervlaktestalen in het bulkwater (ANOVA)

Datum	F	Significantie
01-07-97	0,433	0,828
07-10-97	0,613	0,758
27-01-98	7,818	0,041
29-04-98	0,667	0,646

Er was geen seizoensvariatie vast te stellen.

Aerobe respiratie, denitrificatie en nitrificatie zijn alle biologische processen die pH verlagend zijn. Sediment oefent hierop nog een versterkend effect uit. Tijdens de overgang van bulkwater naar nasijpelingswater nam de pH steeds af. Of dit inderdaad te wijten is aan biologische processen blijft alsnog een open vraag. Het kan ook zijn dat de daling het gevolg is van opwelling van sediment tijdens de stroomsnelheidspiek die op dat moment plaatsvond. De pH in het nasijpelingsgeultje nam daarna evenwel steeds toe. Dit was ook te zien in januari wanneer ten gevolge van de lage temperatuur de biologische processen tot een minimum herleid waren. De stijging van pH in het geultje moet derhalve eerder gezien worden als het gevolg van fysicochemische interacties met sediment. Een andere factor die pH doet toenemen is ontgassing van CO_2 . De verhouding van de dimensies van het geultje waren immers zodanig gewijzigd dat het uitwisselingsoppervlak voor een hoeveelheid water grofweg 4x groter was in het nasijpelingsgeultje dan in de toegangsgel. Ten opzichte van de rivier is deze verhouding waarschijnlijk nog groter.

9.5.2.4 Specifieke conductiviteit en chloride

De waarden van specifieke conductiviteit van de sonde en die van de stalen genomen via de monsterbuis kwamen goed overeen. De opvallend lagere waarden van de sonde in het profiel van het geultje in januari waren een artefact t.g.v. de vorst. Het water begon toen immers rond de elektroden te bevriezen.

In de rivier was de getijvariatie voor beide parameters het kleinst in januari en het grootst in oktober. Hoewel de cycli van oktober en april qua getijhoogte niet veel verschilden waren de waarden van oktober veel hoger en vertoonden ze een veel grotere getijvariatie. In oktober was de conductiviteit bij hoog water ongeveer $5000 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (zie Hoofdstuk 3). Volgens de resultaten van de bootcampagne is dit voor die plaats een heel hoge waarde.

Een duidelijk voorkomend fenomeen was dat de conductiviteit in het geultje gestaag evolueerde naar waarden die hoger lagen dan de hoogste waarden in de rivier of in het bulkwater tijdens dezelfde cyclus. Dit ging gepaard met een stijging van de pH. De waarden van chloride in het geultje stegen ook, maar rezen nooit boven de maxima van de rivier. Dit fenomeen deed zich enkel in oktober niet voor. Tijdens deze cyclus met relatief zeer hoge conductiviteitswaarden nam de concentratie in het geultje zelfs af. De pH echter niet. Het profiel in het geultje is dus blijkbaar afhankelijk van de concentratiegradiënt tussen sediment en overspoelend water. Uit de massabalans (Tabel 9.4) blijkt dat chloride steeds geëxporteerd werd, zelfs indien de waterbalans conservatief wordt verondersteld (Tabel 9.5). Het bulkwater had absoluut en relatief het

belangrijkste aandeel in de export. De export was geringer in oktober en januari. Wellicht werd het schor bij laag water aangerijkt met zout door evapotranspiratie en verdamping. Dat zout wordt dan door de volgende vloed opgelost en terug afgevoerd. Op het schor blijft dan ververst water achter dat opnieuw in concentratie toeneemt, enzovoorts. Aanrijking van zout door verdamping impliceert import van water tijdens de vorige cyclus. Bij gelijke omstandigheden tijdens opeenvolgende cycli zouden beide aspecten tijdens een cyclus met elkaar in overeenstemming moeten zijn. In oktober ging de export van 717 kg Cl⁻ (= ±7 g .m⁻² bij een oppervlakte van 10 ha) inderdaad gepaard met import van water. In juli werd minder chloride geëxporteerd, maar toen viel ook het meest neerslag (Tabel 2.5). In april kwamen de waarnemingen echter niet met elkaar overeen.

Tijdens de cyclus van januari heerste nachtvorst. De waterfractie die terugvloeide werd hierdoor aangerijkt aan zout t.o.v. de fractie die uitvroor op het schor. Dit kan verklaren dat in januari ondanks de lage temperaturen en daarmee het ontbreken van evapotranspiratie toch export van chloride werd waargenomen.

De boven de riviermaxima gestegen waarden van conductiviteit in het geultje tonen aan dat export van andere ionen dan chloride waarschijnlijk is, en dat het geultje in die export misschien een groter aandeel heeft dan voor chloride.

In april werden in de geul in een paar oppervlaktestalen hoge waarden van chloride en doc aangetroffen. Deze stalen bestonden voor een deel uit schuim. Of hier kennis gemaakt werd met de beruchte *Phaeocystis*, die zijn bloei meestal kent tijdens de late lente (Garnier et al., 1995), is echter speculatief.

9.5.2.5 Redoxpotential (Eh)

Behalve in april bevond Eh zich steeds boven 200mV (Fig. 9.9). Billen (1975) stelde het verband op tussen pH, Eh, en nitrificatie op voor het brakke deel van de Zeeschelde. Daaruit bleek dat onder de lijn met als vergelijking:

$$Eh = 0,897 - 0,079 \text{ pH}$$

nitraat en nitriet niet meer voorkwamen in de waterkolom. Gezien de pH in de Zeeschelde tussen 7 en 8 gesitueerd is, ligt de kritische waarde van Eh tussen 190 en 280 mV. Dit zijn nu juist de grenzen waartussen de waarden die voorkwamen ter hoogte van het schor grofweg konden worden gesitueerd. In april werd bij hoog water minder dan 150 mV geregistreerd. Nochtans kwam toen meer dan 4 mg.L⁻¹ nitraat-stikstof voor in de waterkolom. Ofwel was de meting niet goed (wat te betwijfelen is), ofwel betekent dit dat de sonde op haar diepste punt onder het oppervlak een grotere anaerobie dan aan het oppervlak registreerde. Dit impliceert dat de zuurstofprofielen in de geul deels te wijten

waren aan een dieptegradiënt. Tijdens de overige cycli werd geen tidale (of diepte-) variatie vastgesteld.

9.5.2.6 *Turbiditeit*

In Fig 9.8 zijn voor april de waarden uitgezet tegenover de stroomsnelheid in het centrale deel van de geul. Bij opkomend water steeg turbiditeit tot ongeveer 400 NTU. Naarmate de sonde dieper onder het oppervlak verdween vielen de waarden terug tot op de helft. Bij het keren van het getij bij hoog water werd een nieuwe piek vastgesteld, die hoogst waarschijnlijk te wijten was door het uitzakken van sediment naar de sonde toe. Aan het oppervlak was op dat ogenblik immers waar te nemen dat het water helderder werd. Bovendien werden tijdens de bootcampagne slechts uitzonderlijk in de rivier dergelijke hoge waarden aangetroffen (zie Hoofdstuk 3). De profielen van turbiditeit vertoonden een lacune bij de overgang van bulkwater naar nasijpelingswater. Dat kwam omdat de waterkolom op dat ogenblik zo ondiep geworden was dat er teveel omgevingslicht tot de receptorcel doordrong, zelfs indien de sonde verder naar beneden gelaten werd. Dit betekent een groot verlies omdat de stroomsnelheid juist op dat moment een piek weergaf.

Het patroon van april was ook te zien tijdens de overige cycli. Tijdens de piek rond het moment van hoog water steeg turbiditeit er telkens boven de calibratiedrempel van 1000 NTU. Dit is een zeer hoge waarde die tijdens monitoring van de rivier nooit werd waargenomen. De hoge waarden gingen gepaard met hoge waarden van Kjeldahl-stikstof, meer bepaald de organische component ervan, en totaal fosfor. Van die parameters kon echter geen duidelijk diepteprofiel worden onderscheiden. De resultaten laten dan ook vermoeden dat vooral de sedimentfractie bij het keren van het getij uitzinkt, en dat de organische component meer in suspensie blijft. Hierbij moet evenwel de bedenking gemaakt worden dat fosfor toch ook aan sediment geassocieerd is. De exacte aard en samenstelling van de troebelheid is echter vooralsnog onzeker. De resultaten van andere OMES-projectpartners kunnen hierin duidelijkheid scheppen, maar op het ogenblik van de rapportage waren die nog niet beschikbaar.

In het geultje vertoonde turbiditeit telkens een afnemend profiel dat parallel verliep met dat van stroomsnelheid. Ook hier volgde organische stikstof en totaal fosfor hetzelfde patroon.

9.5.2.7 *Opgeloste organische koolstof (DOC)*

De tidale patronen van DOC in de rivier waren heel grillig (Fig. 9.10). Enkel in april 1998 stegen de waarden bij opkomend tij. Bij aftrekkend tij daarentegen bleven de waarden toen echter hoog.

In januari werden in de rivier de laagste waarden aangetroffen. Dit stemt niet overeen met de waarnemingen van de bootcampagne waar de laagste DOC-waarden tijdens de late lente en de vroege zomer werden waargenomen, maar wel met de lage waarden die in december 1997 langsheen de hele longitudinale gradiënt voorkwamen (zie Hoofdstuk 3).

Slechts een fractie van DOC is onmiddellijk beschikbaar voor microbiële processen. In de brakke zone van de Zeeschelde was 17 tot 59 % van het DOC in het rivierwater biodegradeerbaar (Servais et al., 1987).

9.5.2.8 Stikstof

Bij hoog water vertoonde nitraat in de rivier steeds een minimum, ammonium daarentegen een maximum (Fig. 9.10). Het patroon van nitraat kwam daarmee overeen met dat van zuurstof. In tijcycli van stikstof die werden uitgevoerd te Liefkenshoek (63 km stroomopwaarts Vlissingen) (Van Meel, 1958), op diverse andere lokaties in de brakke zone (De Pauw, 1975), en te Boerenschans (66.5 km) (NIOO-CEMO, 1994, niet gepub.) werd, net zoals voor zuurstof, telkens een omgekeerd patroon vastgesteld, nl. maximale nitraat- en minimale ammoniumconcentraties bij hoog water. De reducerende invloed van de Rupel heeft dus blijkbaar ook gevolgen voor de stikstofsamenstelling van het rivierwater ter hoogte van het schor. Stroomopwaarts de Rupel werden helaas niet eerder tijcycli van stikstof of fosfor geregistreerd (Van Damme et al., 1995).

Nitriet vertoonde maxima bij hoog water, behalve in januari. Daar werd geen tidale variatie vastgesteld. Het tidaal patroon van nitriet is immers hoofdzakelijk het resultaat van biologische processen. Kjeldahl-stikstof vertoonde geen uitgesproken tidaal patroon. Deze parameter is immers de resultante van ammonium en organische stikstof, die elk een tegenovergesteld patroon hadden. Totaal stikstof volgde het tidaal patroon van de dominerende fractie ervan, maar in gedempte vorm.

De samenstelling van totaal stikstof tijdens de onderlinge cycli is voorgesteld in Fig. 9.11. In juli was bedroeg de ammoniumfractie van het instromend water in het schor 50%. Tijdens de zomer waren de concentraties van ammonium in de rivier ook het hoogst. Dit is niet in overeenstemming met het algemeen patroon dat uit de bootcampagne naar voor kwam (zie Hoofdstuk 3). Hoewel, de seizoensvariatie volgens de dertienuursmetingen was wegens de relatief lage waarden niet groter dan deze volgens de bootcampagne. De waarden van nitraat waren beter in overeenstemming. De hogere waarden van ammonium tijdens de cyclus van juli hadden een duidelijke weerslag op Kjeldahl-stikstof, hoewel organische stikstof tijdens de toen ook iets hoger was dan tijdens de overige cycli. De concentratie van nitraat daarentegen was het laagst tijdens de zomer, en bedroeg daarmee minder dan een kwart uit van de totale stikstofmassa die het schor binnenkwam. De concentratie van totaal stikstof was in oktober en in juli het laagst. De concentratie van ammonium was bij laag water in oktober zelfs nul.

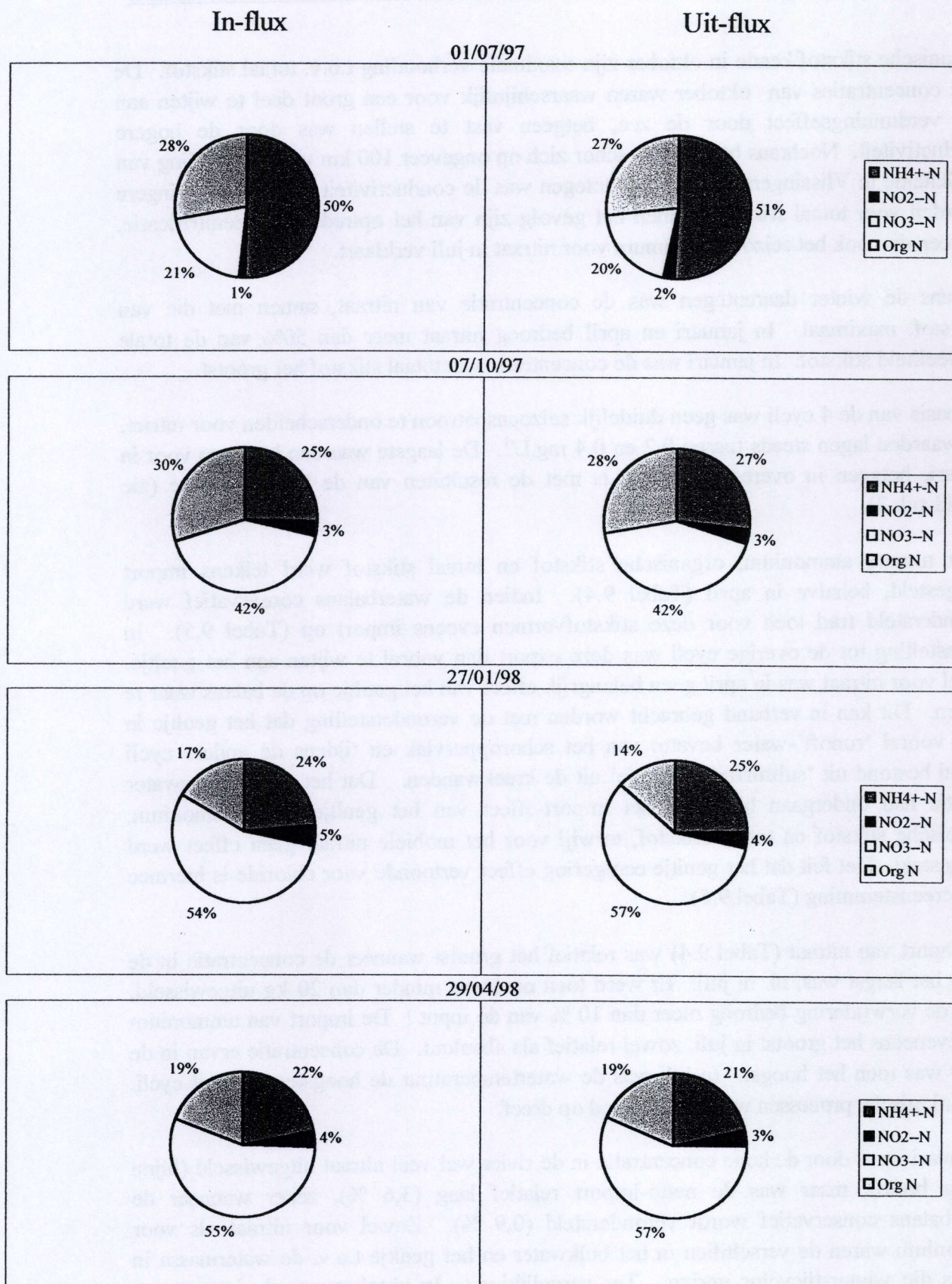


Fig. 9.11: Samenstelling van totaal stikstof tijdens vloed en eb van de onderlinge cycli

Organische stikstof kende in oktober zijn maximale verhouding t.o.v. totaal stikstof. De lage concentraties van oktober waren waarschijnlijk voor een groot deel te wijten aan een verdunningseffect door de zee, hetgeen vast te stellen was door de hogere conductiviteit. Nochtans bevond het schor zich op ongeveer 100 km van de monding van de Schelde te Vlissingen. In juli daarentegen was de conductiviteit lager. De geringere waarden voor totaal stikstof kunnen het gevolg zijn van het optreden van denitrificatie, hetgeen dan ook het seizoensminimum voor nitraat in juli verklaart.

Tijdens de winter daarentegen was de concentratie van nitraat, samen met die van zuurstof, maximaal. In januari en april bedroeg nitraat meer dan 50% van de totale hoeveelheid stikstof. In januari was de concentratie van totaal stikstof het grootst.

Op basis van de 4 cycli was geen duidelijk seizoenspatroon te onderscheiden voor nitriet. De waarden lagen steeds tussen 0,2 en 0,4 mg.L⁻¹. De laagste waarden kwamen voor in januari, hetgeen in overeenstemming is met de resultaten van de bootcampagne (zie Hoofdstuk 3).

Voor nitraat, ammonium, organische stikstof en totaal stikstof werd telkens import vastgesteld, behalve in april (Tabel 9.4). Indien de waterbalans conservatief werd verondersteld trad toen voor deze stikstofvormen eveneens import op (Tabel 9.5). In tegenstelling tot de overige cycli was deze export dan vooral te wijten aan het geultje. Enkel voor nitraat was in april geen belangrijk effect van het geultje op de balans waar te nemen. Dit kan in verband gebracht worden met de veronderstelling dat het geultje in april vooral 'runoff'-water bevatte van het schoroppervlak en tijdens de andere cycli vooral bestond uit 'subsurface seepage' uit de kreekwanden. Dat het nasijpelingswater filtratie had ondergaan bleek uit het import-effect van het geultje voor ammonium, organische stikstof en totale stikstof, terwijl voor het mobiele nitraat geen effect werd vastgesteld. Het feit dat het geultje een gering effect vertoonde voor chloride is hiermee in overeenstemming (Tabel 9.5).

De import van nitraat (Tabel 9.4) was relatief het grootst wanneer de concentratie in de rivier het laagst was, nl. in juli. Er werd toen nochtans minder dan 20 kg uitgewisseld, maar de verwijdering bedroeg meer dan 10 % van de input ! De import van ammonium was eveneens het grootst in juli, zowel relatief als absoluut. De concentratie ervan in de rivier was toen het hoogst. In juli was de watertemperatuur de hoogste van de 4 cycli. De biologische processen waren toen goed op dreef.

In januari werd door de hoge concentratie in de rivier wel veel nitraat uitgewisseld (bijna 70 kg bruto), maar was de netto-import relatief laag (3,6 %), zeker wanneer de waterbalans conservatief wordt verondersteld (0,9 %). Zowel voor nitraat als voor ammonium waren de verschillen in het bulkwater en het geultje t.o.v. de watermassa in tijdens die winter-tijdcyclus gering. Ter vergelijking : In oktober was de import van ammonium relatief en absoluut kleiner dan in januari, maar was dit te wijten aan de

compensatie van grote maar aan elkaar tegengestelde verschillen t.o.v. de waterbalans in bulkwater enerzijds en geultje anderzijds. In januari werd enkel een belangrijke flux (import) genoteerd voor organische stikstof en nitriet. Die werd vastgesteld in het bulkwater en had enige weerslag op de balans van totaal nitraat. Samenvattend kan gesteld worden dat de cyclus in januari lage netto fluxen vertoonde. De scherpe tegenstelling met de fluxen in juli tonen aan dat de verschillen in juli vooral te wijten waren aan biologische processen. In januari lagen die processen vrijwel stil.

De balansen van ammonium waren niet zo eenduidig. Evenals voor nitraat vertoonden de balansen, behalve in april, import. Waar dit bij nitraat echter volledig te wijten was aan de uitwisseling in het bulkwater, was dit bij ammonium te wijten aan het bulkwater en het geultje samen. Het bulkwater vertoonde bovendien zowel import als export-effecten. In het geultje vertoonde ammonium steeds in meer (april) of mindere mate (januari) een import-effect (Tabel 9.5). Het concentratieprofiel in het geultje was stijgend in oktober en dalend tijdens de overige cycli. Dit patroon kwam overeen met dat van fosfaat en van conductiviteit en chloride. Nochtans vertoonden fosfaat en chloride over het algemeen een export-effect in het geultje.

De uitwisseling van ammonium is dan ook het resultaat van verschillende factoren. Niet enkel zijn er de fysische interacties met sorptie en desorptie aan sediment. Biologische processen spelen eveneens een grote rol. Opname door vegetatie is hierbij slechts één factor. Minstens even belangrijk is ook mobilisatie en immobilisatie door algen, schimmels en bacteriën. Evenals bij fosfor is de resultante van deze laatste groep processen afhankelijk van de zuurstofbalans. Onder aerobe omstandigheden wordt ammonium vooral geconsumeerd. Hierbij wordt het sneller uit het rivierwater verwijderd naarmate er meer detritus voorhanden is. Onder anaerobe omstandigheden wordt ammonium daarentegen uit detritus vrijgesteld (Bowden, 1986 ; Jordan et al., 1989). Deze reacties zijn zeer temperatuursafhankelijk (Bowden, 1984). In oktober was de temperatuur nog vrij warm (Tabel KMI) en was veel dood plantenmateriaal aanwezig op het schor. Anaërobie in de strooiselpakketten en overspoeling met zuurstofarm water zou dan vrijstelling van ammonium moeten betekenen. Opname door planten is in de herfst immers heel gering. Inderdaad werd in oktober in het bulkwater een exporteffect vastgesteld. In het nasijpelingswater daarentegen werd een sterk importeffect vastgesteld. Het laatste water dat uit het schor komt was dan ook aangerijkt met zuurstof. In de krekken zelf is bovendien minder detritus aanwezig en domineren misschien eerder de fysische processen. De analogie met de concentratieprofielen van conductiviteit wijzen althans in die richting. Het inert gedrag van nitraat in het nasijpelingswater is hiermee in overeenstemming.

Ondanks de afnemende concentratie van nitraat in het nasijpelingswater werd eerder een export-effect in het geultje vastgesteld. Het nasijpelingswater in de krekken vertoonde eerder karakteristieken van een snelstromend beekje. Daardoor kan het zijn dat de verblijftijd van het water te kort is, en dat de bacteriën te zeer worden uitgespoeld, opdat

denitrificatie zou kunnen doorgaan. Bovendien heerst in de kreekbodems zelf misschien een gebrek aan koolstof. DOC vertoonde immers een importeffect in het geultje (Tabel 9.5). De anaerobe sites die nodig zijn voor denitrificatie worden misschien door de combinatie van zuurstofaanrijking en turbulentie te zeer gerduceerd om nog veel nitraatverwijdering toe te laten. In ieder geval is in het studiegebied zeker een mozaiek aan sites aanwezig die elk wel andere factorcombinaties inhouden naar denitrificatie toe.

Een import van nitraat ten bedrage van 2 kg per cylus (zoals bv. bekomen in juli en oktober) komt overeen met, indien als overspoelde oppervlakte 10 ha gesteld wordt, een import van ongeveer $40 \text{ mg N.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. Deze waarde is een onderschatting vermits de totale oppervlakte van het schor niet overspoeld werd. Aangezien nitraat noch in getijsediment van de Zeeschelde, noch in sediment van zoetwatergetijdengebieden elders (Bowden, 1986) accumuleerde, kan aangenomen worden dat het geïmporteerd nitraat volledig getransformeerd wordt. Denitrificatie en assimilatie zijn hierbij de belangrijkste processen. De sediment-experimenten leverden voor het zoetwaterdeel van de Zeeschelde nitraatconsumptiesnelheden op tussen grofweg 100 en $150 \text{ N.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. De opmerking dient gemaakt dat hierbij een simulatie van slikken (maar ook van een schor : Appels punt 4) bij hoog water vergeleken wordt met een balans van een schor tijdens een volledige cyclus. De waarden van de massabalans waren weliswaar lager dan deze van de sedimentproeven, maar kunnen met inachtneming van de gestelde opmerkingen toch voorzichtig met elkaar in overeenstemming genoemd worden.

Bij laag water is denitrificatie afhankelijk van nitraatlevering door nitrificatie. Nitrificatiewaarden van zoetwatersediment van de Zeeschelde zijn niet gekend. Wel zijn waarden gekend van andere zoetwatergetijdegebieden. In een dergelijk gebied met een tij-amplitude van amper 0,5 à 1 m werden bij laag water nitrificatiewaarden vastgesteld van minder dan $3,6 \text{ mg N.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ (Bowden, 1986). Denitrificatie werd voor dezelfde lokatie op jaarbasis 2 tot 3 x zo groot als nitrificatie geschat (Bowden et al., 1991).

Slechts weinig studies aangaande massabalansen van zoetwatergetijdegebieden zijn uitgevoerd. Literatuurwaarden van import of export per eenheid van oppervlakte zijn voorgesteld in Tabel 9.6. Simpson et al. (1983) stelden import van ammonium en nitraat vast tijdens het groeiseizoen van de vegetatie, en export in het najaar. Childers & Day Jr. (1988) stelden significante import van stikstof vast tegenover export in een zoutmoeras, beide gemeten volgens dezelfde methode. Bowden et al. (1991) stelden op jaarbasis slechts een geringe nettoflux van rivier naar schor vast voor nitraat, ammonium, en totaal stikstof. Khan & Brush (1994) kwamen tot de bevinding dat import van nutriënten, waaronder totaal stikstof, afhankelijk waren van sedimentatie. De bevindingen lopen dus uiteen. Dat kan voor een deel te wijten zijn aan het feit dat de zoetwatergetijdegebieden verschillen vertoonden volgens de graad van eutrofiëring en de getijamplitude.

Tabel 9.6: Netto fluxen per eenheid van oppervlakte: eigen resultaten en literatuurwaarden

Tabel 9.6: Netto fluxen per eenheid van oppervlakte: eigen resultaten en literatuurwaarden

Periode	Netto flux (mg.m ⁻² .d ⁻¹)		Ecotype	Bron	Opmerking
	Nitraat	Ammonium	Tot N		
01/07/97	-42	-112	-128 zoetwaterschor	dit werk	
07/10/97	-42	-22	-132 zoetwaterschor		
27/01/98	-50	-106	-156 zoetwaterschor		
29/04/98	216	72	108 zoetwaterschor		
07/06/79	-36	-25	zoetwaterschor	Simpson et al., 1983	
20/07/79	-29	-22	zoetwaterschor		
20/08/79	18	-8	-18 zoetwaterschor		
18/09/79	2	4	14 zoetwaterschor		
12/11/79	-11	44	25 zoetwaterschor		
1981	-231	-257	zoetwaterschor	Bowden et al., 1991	zomerhalfjaar 1981
1981	38	64	zoetwaterschor		
1981	-74	-64	zoetwaterschor		zomerhalfjaargemiddelde
05/11/87	1	-12	-9 zoetwaterschor	Childers & Day, 1988	
23/06/87	2	-2	60 brakwaterschor		
02/06/87	5	8	126 zoutmoeras		
1989	-7.945E-06	-2.47E-06	zoutmoeras	Whiting et al., 1989	jaargemiddelde

Zoutwatergetijdegebieden worden dikwijls getoetst aan de hand van de 'outwelling hypothesis'. Deze hypothese houdt in dat (zoute) estuariene of kustgebieden meer materiaal produceren dan ze kunnen opslaan, waardoor het overschot wordt geëxporteerd naar de zee. Inderdaad worden op jaarbasis voor zoute systemen dikwijls exportwaarden van totaal stikstof vastgesteld (bv. Dame et al., 1986; Peyrup et al., 1993). Hoewel, ook hier zijn de bevindingen variabel. Jordan & Corell (1991) vonden dat de hoogteligging van een gebied bepalend kon zijn voor export of import. Hoe variabel de fluxen van ammonium en organische stikstof qua richting en grootte ook kunnen zijn naargelang de studie, toch is heel wat meer overeenkomst wat betreft de flux van nitraat. Meestal wordt nitraat geïmporteerd (Dankers et al., 1983 ; Dame et al., 1986 ; Whiting et al., 1989 ; Jordan & Corell, 1991 ; hoewel ook hier uitzonderingen op bestaan (bv. Troccaz et al., 1994).

Voldoende indicaties zijn echter aanwezig om te stellen dat zoetwatergetijdegebieden langs de Zeeschelde een zuiverende werking uitoefenen voor stikstof, en dat dit gepaard gaat met een uitgesproken seizoensvariatie.

9.5.2.9 Fosfor

Concentraties van orthofosfaat en totaal fosfor in de rivier vertoonden steeds een tidaal patroon met minima bij hoog water (Fig. 9.10).

Orthofosfaatconcentraties in de rivier waren hoger tijdens de zomer en de herfst (Fig. 9.10). Dit is volledig in overeenstemming met de resultaten van de bootcampagne (zie Hoofdstuk 3). Totaal fosfor vertoonde weinig seizoensvariatie. Deze patronen zijn ook in andere estuaria waargenomen (bv. Dame et al., 1986). Waar orthofosfaat in juli bij hoog water veel lager was dan bij laag water, was dit in oktober niet zo, ondanks de grotere tidale variatie van chloride in oktober. De concentratie bij hoog water, en de concentratie in de geul waren in oktober de hoogste van de 4 cycli.

De concentratie van orthofosfaat in de geul divergeerde bij aftrekkend water met die van de rivier, en nam hierbij toe. In het nasijpelingsgeultje bereikte de concentratie uiteindelijk een waarde die zich merkwaardig genoeg steeds rond 0,6 mg.L⁻¹ situeerde. Eens die waarde werd bereikt nam de concentratie heel lichtjes terug af.

De concentratie van totaal fosfor in de geul nam reeds bij opkomend water beduidend toe t.o.v. de rivier. Minima werden in de geul waargenomen omstreeks het keren van het getij. De waarden werden toen terug ongeveer gelijk aan deze in de rivier. Behalve in april werden in de geul maxima waargenomen bij de overgang van het bulkwater naar het nasijpelingsgeultje. In het geultje daalde de concentratie in tegenstelling tot orthofosfaat steeds terug tot onder de overeenkomstige waarde van de rivier.

De massabalans van orthofosfaat vertoonde zowel import als export (Tabel 9.4). Totaal fosfor werd vooral geïmporteerd, behalve in april. Indien de waterbalansen conservatief worden verondersteld vertoont orthofosfaat enkel export, behalve in juli, en totaal fosfor altijd import (Tabel 9.5). In april had het geultje de relatief grootste invloed op de massabalansen, tijdens de andere cycli werd de belangrijkste invloed vooral door het bulkwater uitgeoefend.

De orthofosfaatfractie bedroeg bij de totale massa instromend water van het schor voor de onderlinge cycli tussen 24 en 35% uit van de totale massa fosfor (Fig. 9.12). Bij uitstromend water werd de fosfaatfractie steeds aangerijkt met 6 à 8 %. In tegenstelling tot stikstof traden voor fosfor dus wel verschuivingen op.

Fosfor is een zeer dynamisch element dat bovendien ook biologisch heel actief is. In het begin van het groeiseizoen bestaat er bv. een grote vraag naar fosfor door de schorvegetatie. Simpson et al. (1983) besloten, op basis van 5 cycli verspreid over een jaar en op maandelijkse nutrientconcentraties van vegetatie, dat de invloed van de vegetatie van een zoetwatergetijdegebied met een oppervlakte van slechts 4 ha een duidelijke invloed op de N- en P-balans had. Uit de hier voorgestelde resultaten bleek evenwel geen afgelijnde import tijdens het voorjaar. Het is niet uitgesloten dat de conclusies van Simpson et al. berusten op toeval.

voordeel van deze nieuwe methode was dat de duur van de fluxbepaling bij laag water veel langer kon gekozen worden dan bij de bepalingen *in situ*. Het nadeel was dat de bepalingen werden uitgevoerd op verstoord en gehomogeniseerd sediment, waar de bepalingen *in situ*, vooral dan te Appels, gebeurden op niet verstoord sediment. De proef werd dan ook opgezet als intercalibratietest voor de verschillende gebruikte methoden. De resultaten zijn voorgesteld in Tabel 8.8.

Tabel 8.8: Vergelijking van N₂O-emissies bij hoog en laag water (HW = hoog water, n = 3; LW1 = laag water, bepaling in het laboratorium (methode 3), n = 3; LW2 = laag water, bepaling *in situ* (methode 1), n = 4; GB = Groot Buitenschoor, BU = Burcht, DU = Durme, AP1 = Appels punt 1)

	0 Pa acetyleen					10 kPa acetyleen			N ₂ /N ₂ O		
	(mg N m ⁻² d ⁻¹)					(mg N m ⁻² d ⁻¹)					
	HW	LW1	LW2	LW1/LW2	LW1/HW	HW	LW1	LW1/HW	HW	LW	LW/HW
GB	0.14	-	0.10			3.6	-				
BU	0.13	0.32	0.20	1.59	2.4	3.1	8.0	2.6	22	24.2	1.098
DU	0.23	4.57	0.40	11.43	19.9	14.9	6.4	0.4	64	0.4	0.006
AP1	0.17	3.38	0.20	16.90	20.2	8.7	4.7	0.5	51	0.4	0.008
AP2	0.70	9.18	0.80	11.47	13.2	9.8	11.7	1.2	13	0.3	0.021
AP3	0.07	0.34	0.70	0.49	4.7	13.5	0.6	0.0	182	0.8	0.004
AP4	0.20	0.07	0.43	0.17	0.4	29.9	2.8	0.1	151	37.1	0.246

Appels punt 2 kende de hoogste N₂O-emissies, zowel bij hoog als bij laag water. Enkel bij toevoeging van acetyleen bij hoog water was de emissie uit dit sediment niet de grootste.

De vaststellingen van de emissies zonder toevoeging van acetyleen waren de volgende. De emissiewaarden bij laag water zoals bepaald in het laboratorium waren gemiddeld hoger dan de resultaten van de bepalingen bij laag water *in situ*. Nochtans werden ook lagere waarden vastgesteld, met name voor de punten Appels 3 en 4. De waarden bij hoog water waren steeds hoger dan deze bij laag water zoals bepaald volgens dezelfde methode, behalve voor Appels punt 4. Voor Appels was een merkwaardige gradiënt vast te stellen. Naarmate de deelpunten lager gelegen waren, werd de emissie bij laag water zoals bepaald in het laboratorium steeds hoger in verhouding met deze zoals bepaald *in situ*. Eveneens werd de emissie bij laag water zoals bepaald in het laboratorium steeds hoger in verhouding met de emissie bij hoog water. Nochtans was voor de emissiewaarden op zich geen gradiënt vast te stellen, althans zonder toevoeging van acetyleen.

De denitrificatiewaarden vertoonden bij hoog water een gradiënt te Appels volgens de hoogteligging. Uit Fig. 8.3 blijkt echter dat dit niet veralgemeend kon worden. De denitrificatiewaarden bij laag water waren steeds hoger dan de overeenkomstige N₂O-

emissies bij laag water. Dit blijkt uit de lage N_2/N_2O -verhoudingen. In sommige gevallen waren de denitrificatiewaarden bij laag water zelfs hoger dan deze bij hoog water, d.i. onder de nitraatoplossing van 10 mg N L^{-1} . Dit ondanks het feit dat in de sedimenten zelf weinig of geen nitraat werd teruggevonden (Tabel 8.2). Dit wijst erop dat bij laag water toch een hoeveelheid nitraat ter beschikking moet zijn geweest, hetzij doordat acetyleen nitrificatie niet volledig inhibeerde, hetzij doordat toch een nitraatvoorraad in het sediment aanwezig was. Dat nitrificatie onvoldoende geïnhibeerd zou zijn werd reeds gesuggereerd in Hoofdstuk 5. Dat manuele titratie bij nitraatbepaling een onderschatting was t.o.v. autotitratie werd aangetoond in 'Materiaal en methoden'.

8.2.5 Nitraatconsumptie

8.2.5.1 Resultaten

De nitraatconsumptiesnelheden voor de verschillende monsterpunten zijn voorgesteld in Fig 8.9.

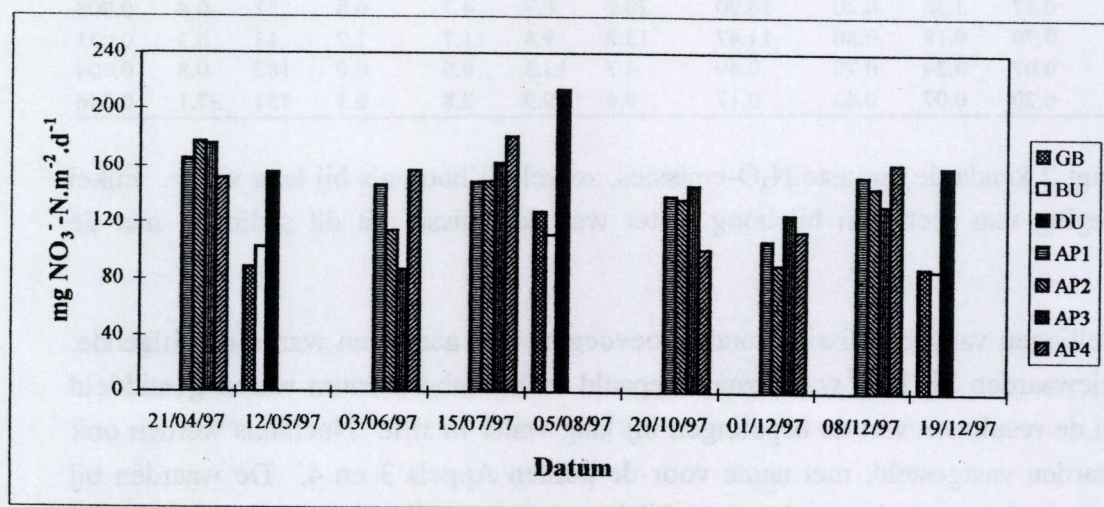


Fig. 8.9: Nitraatconsumptiesnelheden bij hoog water en bij veldtemperatuur

De waarden situeerden zich tussen 80 en $210 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. De jaargemiddelden en variatiecoëfficiënten per monsterpunt zijn voorgesteld in Tabel 8.6. De waarden van de brakke zone (Burcht en Groot Buitenschoor) waren lager dan deze van de zoete zone (Durme en Appels). Te Appels werden geen significante verschillen voor de verschillende punten vastgesteld. De variatie van de nitraatconsumptiesnelheid was vrij gering, en was voor alle punten samen lager dan die van de andere processen. De variatie vertoonde ook niet veel verschil tussen de verschillende monsterpunten.

In vergelijking met de waarden uit de literatuur (Tabel 5.2) zijn de resultaten uitzonderlijk hoog. Zelfs wanneer de waarden werden gecorrigeerd voor de werkelijke nitraatconcentraties in de rivier (Fig 8.10), op dezelfde wijze als beschreven voor denitrificatie in par denit, blijken de waarden nog steeds deze uit de literatuur te overtreffen.

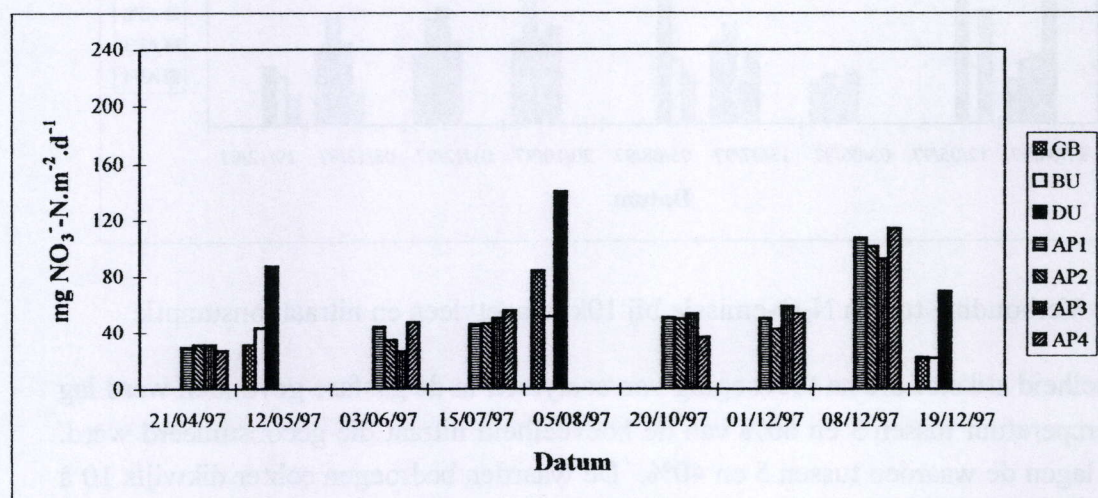


Fig. 8.10: Nitraatconsumptiesnelheden bij hoog water en bij veldtemperatuur, gecorrigeerd voor de nitraatconcentraties in de rivier op het ogenblik van de monsternamen

Ondanks de geringere waarden na deze correctie was de variatie echter veel groter geworden (Tabel 8.6). Bij denitrificatie was toename van de variatie geringer.

8.2.6 Verhouding tussen N_2O -emissie bij 10kPa acetyleen en nitraatconsumptie

Deze paragraaf behandelt de hoeveelheid nitraatstikstof die uiteindelijk in de gasfase teruggevonden werd.

De procentuele verhouding tussen N_2O -emissie bij 10kPa acetyleen en nitraatconsumptie is voorgesteld in Fig. 8.11 voor de situatie bij veldtemperatuur.

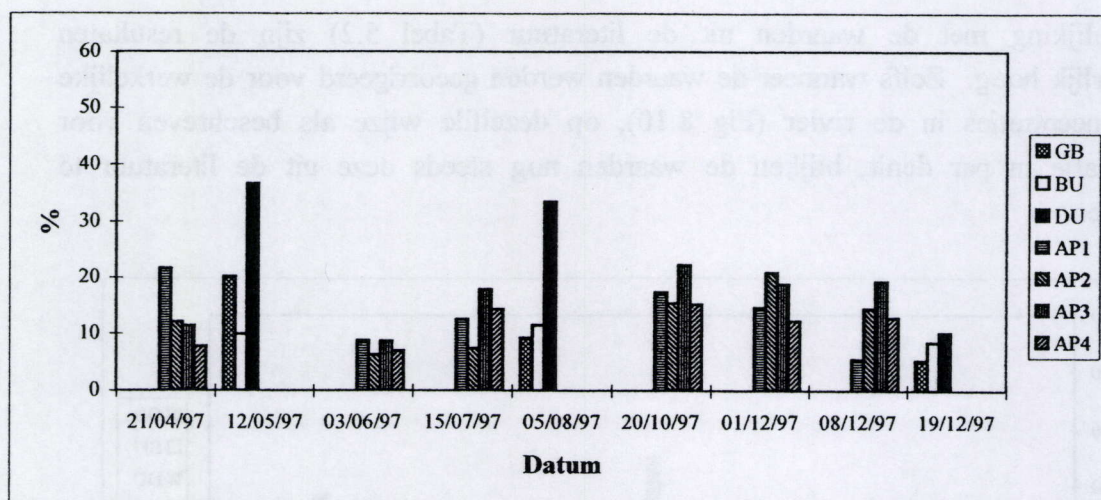


Fig. 8.11: Verhouding tussen N_2O -emissie bij 10kPa acetyleen en nitraatconsumptie

De hoeveelheid stikstof die na toevoeging van acetyleen in de gasfase gevonden werd lag bij veldtemperatuur tussen 3 en 60% van de hoeveelheid nitraat die geconsumeerd werd. Bij 25°C lagen de waarden tussen 5 en 40%. De waarden bedroegen echter dikwijls 10 à 20%. Deze waarden zijn laag vergeleken met de fracties weergegeven in Tabel 5.2, waar waarden tussen 58 en 100% voorgesteld zijn. De waarden uit de tabel zijn echter bekomen door gebruik van isotopen, en niet door het gebruik van acetyleen. Zelfs indien de verhoudingen met een factor 2 zouden verhoogd worden als compensatie voor de tekortkomingen van de acetyleentechniek, zou de recuperatie in de gasfase nog dikwijls minder dan 50% bedragen. Dit laat vermoeden dat toch een aanzienlijk deel van het nitraat geassimileerd werd. De resultaten, samen met deze van de experimenten bij licht en donker (Hoofdstuk 5) wijzen op de waarschijnlijkheid dat nitraat vooral via lichtonafhankelijke processen zou geassimileerd worden.

8.2.7 Ammoniumvrijstelling

De resultaten van ammoniumvrijstelling uit sediment in het bovenstaand water bij veldtemperatuur zijn weergegeven in Fig. 8.12.

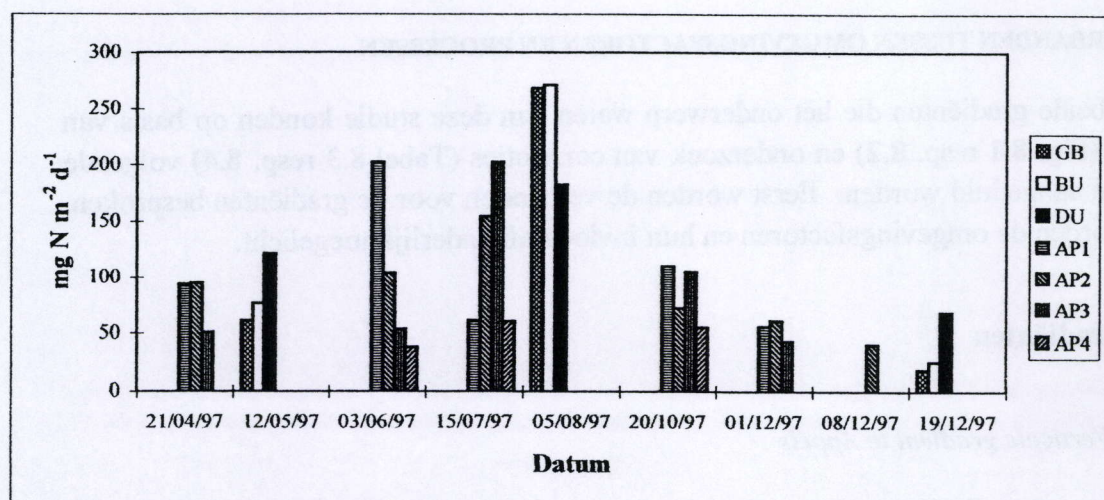


Fig. 8.12: Ammoniumvrijstelling bij hoog water en bij veldtemperatuur

De waarden situeerden zich tussen 20 en $270 \text{ mg N m}^{-2} \text{d}^{-1}$. In tegenstelling tot denitrificatie en nitraatconsumptie waren de waarden van het brakke deel niet lager dan deze van het zoete deel (Tabel 8.6). Te Appels werden lagere waarden gevonden voor punt 4.

8.3 VERBANDEN TUSSEN OMGEVINGSFACTOREN EN PROCESSEN

Voor de beide gradiënten die het onderwerp waren van deze studie konden op basis van ordinatie (Fig. 8.1 resp. 8.2) en onderzoek van correlaties (Tabel 8.3 resp. 8.4) volgende verbanden aangeduid worden. Eerst worden de verbanden voor de gradiënten besproken, daarna worden de omgevingsfactoren en hun invloed afzonderlijk toegelicht.

8.3.1 Gradiënten

8.3.1.1 Verticale gradiënt te Appels

Te Appels waren slechts weinig stikstofprocessen aan elkaar gecorreleerd (Tabel 8.3). Enkel N_2O -emissie bij laag water en ammoniumvrijstelling (bij hoog water) waren significant met elkaar gecorreleerd. Evenmin werden eenduidige relaties vastgesteld tussen parameters die een verticale gradiënt vertoonden (zie Hoofdstuk 8.1.1) en de stikstofprocessen, met uitzondering van ammoniumvrijstelling. Dit proces was gecorreleerd met bijna alle parameters die een verticale gradiënt vertoonden, nl. sedimenttextuur en totale koolstof, maar ook met temperatuur, ammonium in het sediment en zuurstof. Dit wijst erop dat dit proces een verticale gradiënt vertoonde en tevens aan seizoensvariatie onderhevig was. Dit impliceert niet dat de andere processen daarom niet aan een seizoensvariatie onderhevig waren, maar wel dat ze bepaald werden door meerdere factoren tegelijk.

8.3.1.2 Longitudinale gradiënt: Groot Buitenschoor, Burcht en Durme

In tegenstelling met Appels waren verschillende stikstofprocessen sterk met elkaar gecorreleerd. Significant waren de relaties tussen N_2O -emissie bij laag en bij hoog water (ondanks de verschillende methoden van bepaling), tussen N_2O -emissie, nitraatconsumptie en denitrificatie bij hoog water, en tussen nitraatconsumptie en N_2O -emissie bij laag water. Geen van deze processen was significant gecorreleerd met ammoniumvrijstelling. Nochtans werd steeds een significante positieve correlatie met ammonium in het sediment vastgesteld, samen met een negatieve correlatie met zuurstof in de waterkolom. Bij veldtemperatuur was ammoniumvrijstelling hoofdzakelijk verbonden met temperatuur. Pas wanneer de temperatuur constant werd gehouden was ammoniumvrijstelling hoofdzakelijk verbonden met ammonium in het sediment.

8.3.2 Invloed van omgevingsfactoren

8.3.2.1 *Temperatuur*

De Q₁₀ waarde van denitrificatie bedraagt 2-3. Dit betekent dat wanneer de temperatuur 10 graden verandert, de denitrificatiesnelheid evenredig met een factor 2 à 3 verandert. De processen die bij veldtemperatuur en bij 25°C werden bepaald zijn weergegeven in Tabel 8.9. In de tabel zijn de waarden van de verschillende processen voor elke monsternamen weergegeven, gerangschikt volgens afnemende waarde van de overeenkomstige veldtemperatuur. Voor elke koppel proceswaarden bij veldtemperatuur en bij 25°C werd weergegeven bij welk van beide temperaturen de intensiteit van het proces het grootst was. Het feit dat deze resultaten gerangschikt waren volgens afnemende veldtemperatuur liet toe na te gaan vanaf welk temperatuurverschil er verschillen in processnelheden begonnen op te treden.

De tabel is onderverdeeld in 2 helften door een horizontale lijn. De verschillen tussen proceswaarden bij veldtemperatuur en 25°C zijn anders verdeeld naargelang het proces. Bij de hogere veldtemperaturen, boven de lijn, waren van alle processen de waarden van denitrificatie het frequentst hoger bij veldtemperatuur dan bij 25°C. Eens het verschil tussen beide temperatuursbehandelingen echter meer dan 10°C bedroeg waren de waarden bij 25°C op een uitzondering na steeds hoger dan deze bij veldtemperatuur. Bij N₂O-emissie daarentegen waren de resultaten zelfs bij de grootste temperatuursverschillen regelmatig hoger bij de laagste temperatuur. Nitraatconsumptie was dan weer het proces waar de waarden bij 25°C op een uitzondering na hoger waren dan bij veldtemperatuur. De verschillende verdelingen per proces zijn niet noodzakelijk te wijten aan een temperatuurseffect. Dit is te zien aan de variatiecoëfficiënten onderaan de tabel. De variatie is voor de verschillende processen niet gelijk. N₂O-emissie kende bv. de grootste variatie. Hoe groter de variatie van een proces was, hoe frequenter de waarden bij veldtemperatuur hoger waren dan bij 25°C. Nochtans was de variatie bij 25°C steeds kleiner dan deze bij de variabele veldtemperatuur. Dit wijst erop dat temperatuur wel degelijk een invloed had.

Het enige proces dat gecorreleerd was met temperatuur was ammoniumvrijstelling. Ondanks deze correlatie konden de waarden zelfs bij 15°C nog groter zijn dan bij 25°C. Dit had wellicht te maken met het feit dat zelfs ammoniumvrijstelling bij de constante temperatuur van 25°C als enige proces sterk, zij het in mindere mate dan bij veldtemperatuur, gecorreleerd was met de heersende veldtemperatuur op het moment van de monsternamen. Dit impliceert dat het ammoniumgehalte in het sediment eerder in verband stond met een temperatuurseffect op langere termijn, met name een seizoensvariatie, eerder dan met een temperatuurseffect op korte termijn.

Tabel 8.9: Vergelijking van processen bij veldtemperatuur en 25°C (Variatiecoëfficiënt heeft betrekking op alle waarden van een kolom)

Datum	Station	Veldtemp (°C)	N ₂ O-Emissie						NH ₄ ⁺ -Vrijstelling				NO ₃ ⁻ -Consumptie			
			0 Pa acetyleen			10 kPa acetyleen										
			mg N ₂ O-N.m ⁻² .d ⁻¹			mg N ₂ O-N.m ⁻² .d ⁻¹			mg N.m ⁻² .d ⁻¹			mg N.m ⁻² .d ⁻¹				
			Veldtemp	25°C		Veldtemp	25°C		Veldtemp	25°C		Veldtemp	25°C			
05/08/97	BU	22	1.95	1.76	-	24.7	14.4	-	271	271	+	112	126	+		
05/08/97	DU	20	6.19	4.46	-	96.1	71.0	-	268	89	-	214	212	-		
03/06/97	AP3	18	1.39	0.77	-	18.2	15.7	-	182	215	+	87	181	+		
15/07/97	AP1	18	0.22	0.58	+	16.6	25.4	+	61	58	-	149	203	+		
15/07/97	AP2	18	0.71	0.39	-	26.2	15.9	-	154	159	+	149	214	+		
15/07/97	AP3	18	2.25	1.35	-	21.8	36.0	+	203	213	+	163	201	+		
05/08/97	GB	18	0.43	0.76	+	12.3	12.3	-	35	20	-	128	133	+		
15/07/97	AP4	16	0.26	0.12	-	28.1	26.9	-	61	63	+	181	187	+		
12/05/97	BU	16	0.37	0.52	+	21.0	14.7	-	203	253	+	102	149	+		
03/06/97	AP1	15	0.10	0.29	+	22.9	18.6	-	104	101	-	147	212	+		
03/06/97	AP2	15	0.70	0.18	-	31.5	14.4	-	53	101	+	114	229	+		
12/05/97	DU	14	6.79	7.96	+	86.5	62.4	-	38	25	-	156	171	+		
03/06/97	AP4	13	0.08	0.09	+	45.5	14.3	-	76	76	+	157	207	+		
12/05/97	GB	13	0.60	0.84	+	17.1	27.7	+	122	165	+	88	138	+		
20/10/97	AP1	12	0.24	2.18	+	18.5	28.8	+	110	127	+	139	165	+		
20/10/97	AP2	12	1.20	1.32	+	14.2	25.4	+	72	76	+	137	165	+		
20/10/97	AP3	12	0.17	0.24	+	31.0	40.7	+	105	114	+	147	183	+		
20/10/97	AP4	11	0.18	0.07	-	26.2	27.5	+	55	63	+	101	180	+		
21/04/97	AP1	10	0.57	0.80	+	24.2	45.3	+	94	170	+	165	209	+		
21/04/97	AP2	10	0.52	0.52	-	16.1	24.2	+	95	122	+	177	201	+		
01/12/97	AP1	9	0.35	0.43	+	18.9	22.8	+	51	61	+	107	156	+		
01/12/97	AP2	9	0.57	0.26	-	21.3	32.0	+	0	0	0	91	154	+		
01/12/97	AP3	9	0.25	0.30	+	24.1	34.3	+	56	78	+	126	182	+		
01/12/97	AP4	9	0.10	0.10	-	16.7	20.9	+	61	89	+	114	171	+		
21/04/97	AP3	8	2.45	3.36	+	14.5	23.8	+	43	84	+	176	208	+		
19/12/97	BU	7	0.13	0.20	+	3.1	11.3	+	0	0	0	87	135	+		
21/04/97	AP4	6	0.12	0.14	+	11.3	15.3	+	25	25	0	152	198	+		
08/12/97	AP1	6	0.17	0.28	+	8.7	8.8	+	0	51	+	154	160	+		
08/12/97	AP2	6	0.70	0.64	-	9.8	23.3	+	41	81	+	145	161	+		
08/12/97	AP3	6	0.07	0.16	+	13.5	28.6	+	0	0	0	133	147	+		
08/12/97	AP4	6	0.20	0.07	-	29.9	26.3	-	0	0	0	163	204	+		
19/12/97	DU	6	0.23	0.31	+	14.9	22.4	+	19	20	+	160	221	+		
19/12/97	GB	5	0.14	0.20	+	3.6	6.6	+	68	139	+	89	127	+		
Variatiecoëfficiënt			170	165		81	55		87	77		50	17			

+: Proces intenser bij 25°C

--: Proces intenser bij veldtemperatuur

8.3.2.2 *Vochtgehalte, zuurstof en redoxpotentiaal*

Meestal waren de bemonsterde punten aan het sedimentoppervlak waterverzadigd of zeer vochtig (Tabel 8.2). Enkel in sediment van Burcht, wanneer de zandfractie het grootst was, of van Appels punt 4, wanneer dit punt meerdere tijcycli na elkaar niet was overspoeld, werden lagere vochtgehalten vastgesteld. De hoge vochtgehalten gingen over het algemeen gepaard met lage redoxpotentialen. Dit wijst op een aanzienlijke mate van anaërobie in het sediment, wat heel gunstig is voor het optreden van denitrificerende bacteriën. Enkel te Appels punt 4 kon zuurstof vrij diep in het sediment doordringen wegens het voorkomen van krimp-scheuren in de klei. Het hoge kleigehalte daarentegen, samen met het voorkomen van koolstofclusters afkomstig van vooral wilgenbladeren, zorgde zonder twijfel voor voldoende anaërobe niches waarin denitrificatie kon optreden.

De verticale gradiënt te Appels vertoonde nauwelijks correlaties tussen vochtgehalte of redoxpotentiaal en de stikstofprocessen (Tabel 8.3). Enkel werd een heel nauwe positieve correlatie vastgesteld tussen redoxpotentiaal en ammoniumvrijstelling. De resultaten van de mesocosmos-experimenten (Hoofdstuk 6) toonden dat denitrificatie bij laag water sneller doorging indien het sediment vooraf langer werd overspoeld. Dit gebeurde wellicht via een effect van redoxpotentiaal. Als besluit kan gesteld worden dat ondanks de hoge mate van anaërobie van de sedimenten er toch aanwijzingen van een effect van redoxpotentiaal waren maar dat de invloed ervan op denitrificatie zeker niet eenduidig was.

8.3.2.3 *pH*

Bij een pH lager dan 6 wordt de N-reductie onvolledig. In zure omstandigheden wordt bijgevolg vooral N₂O gevormd (Van Cleemput, 1994). De reductie kan dan zelfs zo onvolledig zijn dat nitriet wordt gevormd. De pH van de getijdsedimenten van de Zeeschelde bedroeg echter 7 à 8. Binnen deze marges kan pH in vergelijking met andere factoren slechts een invloed van ondergeschikt belang uitoefenen op denitrificatie.

8.3.2.4 *Conductiviteit*

Ondanks het feit dat de longitudinale gradiënt bepaald werd door conductiviteit (m.a.w. saliniteit) werd geen enkele correlatie met de stikstofprocessen gevonden. Dit kan enkel betekenen dat het verband tussen conductiviteit en denitrificatie niet lineair is. Uit de literatuur zijn immers genoeg studies bekend waaruit een negatief verband tussen denitrificatie en saliniteit is gebleken (bv. Seitzinger, 1988).

8.3.2.5 Koolstof

Tijdens de verkennende experimenten was reeds bewijs naar voor gekomen dat koolstof niet limiterend was voor de betreffende stikstofprocessen (zie Hoofdstuk 4). Uit Tabel 8.3 en 8.4 bleek ook dat DOC in het sediment met geen enkel proces significant gecorreleerd was, tenzij met N_2O -emissie bij hoog water te Appels. Wel werd een significant negatieve correlatie met het zuurstofgehalte in de waterkolom vastgesteld, en een positief verband met de ammoniumconcentratie in het sediment zowel als in de waterkolom. Totaal koolstof in het sediment was enkel met de textuur gecorreleerd, maar dan wel heel sterk.

Situaties waarin denitrificatie wel gelimiteerd wordt door koolstof hebben dikwijls betrekking op grondwater. Daar wordt ondanks een vaak hoge nitraatconcentratie en anaërobe omstandigheden dikwijls vastgesteld dat de kinetiek van denitrificatie tot nul is herleid (Morris et al., 1988; Smith & Duff, 1988). Koolstoflimiterende omstandigheden komen immers meer voor in de diepere zones, aangezien het gemakkelijk door microorganismen wordt geassimileerd (Pinay & Décamps, 1988). In deze studie werd echter enkel aandacht besteed aan het sedimentoppervlak. Er kon vooralsnog geen koppeling gemaakt worden met de hydrologie van de getijdengebieden. Indien intrusie van rivierwater in getijdsediment zou plaatsvinden met een waterstroming onder het sedimentoppervlak tot gevolg, dan zou het nog de vraag zijn of nitraat dan wel koolstof limiterend zou zijn voor denitrificatie.

8.3.2.6 Ammonium

In Hoofdstuk 3 werd reeds gewezen op het sterk uitgesproken seizoenaal patroon van ammonium in de Zeeschelde, met de hoogste concentraties tijdens de winter en de lente. Dit patroon kan echter het positief verband van ammonium in het sediment met temperatuur niet verklaren. Bovendien waren de sedimenttemperatuur en de ammoniumconcentratie in de waterkolom significant negatief gecorreleerd. Het meest waarschijnlijke besluit aangaande het voorkomen van ammonium in het sediment is dan ook dat de hoeveelheid afhankelijk was van een seizoenaal effect in het sediment zelf, en niet zozeer van de concentraties in de waterkolom. Dit, in combinatie met het optreden van ammoniumvrijstelling, wijst op het voorkomen van ammonificatie. Hiermee worden de bevindingen van Middelburg et al. (1995) bevestigd. Zij vonden in sediment van de Durme ammonificatiewaarden van maar liefst $960 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, gepaard gaande met een hoge efflux van ammonium uit het sediment van $27 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. De ammoniumfluxen uit het sediment die in deze studie in het labo geconstateerd werden waren echter veel hoger. Dit is deels te verklaren door het feit dat het bovenstaand water initieel geen ammonium bevatte, hetgeen een verhoogde concentratiegradiënt veroorzaakte. Daarenboven stelden Middelburg et al. (1995) verder een sterke afname van

ammonificatie vast naar het zoute deel toe. In deze studie vertoonde de ammoniumvrijstelling geen duidelijk verschil langsheen de zoutgradiënt.

Uit de verkennende experimenten bleek dat na toevoeging van ammonium geen wezenlijke toename van denitrificatie waar te nemen was. Indien die toename echter resulteerde in een verhoogde nitrificatie kon uiteraard geen gekoppelde nitrificatie-denitrificatie waargenomen worden, vermits acetyleen nitrificatie inhibeert. De acetyleen techniek is dus een ontoereikend middel om invloed van ammonium in te schatten. De aangewezen techniek hiervoor is het gebruik van ^{15}N isotopen, op voorwaarde dat dit isotoop ook in de N_2 -fractie kan worden bepaald. Dit vereist bovendien dat de N_2 -flux rechtstreeks kan bepaald worden. Daarvoor is het gebruik van een edelgas (He of Ar) nodig om verlaagde achtergrondconcentraties van N_2 te bekomen. Deze voorwaarden konden echter technisch niet geïmplementeerd worden in deze studie zodat werd afgezien van de isotoop techniek. Wanneer deze techniek wel kon worden toegepast bleek dat ammoniumtoediening wel degelijk aanleiding gaf tot gekoppelde nitrificatie denitrificatie (Patrick Jr. & Reddy, 1976). Er zijn bijgevolg indicaties aanwezig dat ammonium toch een belangrijke factor is naar denitrificatie toe, maar deze invloed werd tijdens deze studie onvoldoende uitgelicht.

8.3.2.7 *Nitraat en sedimentsamenstelling*

Nitraat is in getijdsediment van de Zeeschelde de limiterende factor voor denitrificatie (zie Hoofdstuk 4). Het transport van nitraat naar de anaërobe zones waar denitrificatie optreedt speelt daarom een grote rol. Limitaties m.b.t. transport in sediment kunnen denitrificatie met een factor 100 verminderen t.o.v. wat de substraataffiniteit van denitrificeerders voor nitraat zou toelaten. Sedimentsamenstelling is een factor die een grote impact kan hebben op enerzijds transport van nitraat en anderzijds het voorkomen van denitrificerende bacteriën. Het is immers vastgesteld dat in klei de mobiliteit van nitraat naar de denitrificatieplaatsen te gering is, en dat zand te weinig substraat biedt aan de denitrificerende bacteriën (Korom, 1992). Bij een streekanalyse van denitrificatie in bosbodems vonden Groffman et al. (1992) dat de hoogste denitrificatiewaarden gesitueerd waren in leembodems (zie Tabel 5.2). De bodemporositeit is ook van belang wegens de gasdiffusie. De diffusiecoëfficiënt van b.v. N_2O in open lucht is $0,14 \text{ cm}^2/\text{s}$. In goed verluchte grond is dat slechts $0,021 \text{ cm}^2/\text{s}$. In een typische veldgrond, natte grond of grond die nat geweest is, daalt de diffusiecoëfficiënt verder tot $0,0005 \text{ cm}^2/\text{s}$ (Korom, 1992). De bodemstructuur is daardoor samen met het watergehalte bepalend voor het ontsnappen of de retentie van N_2O zodat het al dan niet verder tot N_2 kan reduceren. Vandaar wellicht dat de zware waterhoudende sedimenten van de Zeeschelde hoge $\text{N}_2/\text{N}_2\text{O}$ -verhoudingen met zich meebrachten (zie Hoofdstuk 8.2.3). Bovendien

waren deze verhoudingen te Appels sterk gecorreleerd met de sedimentsamenstelling (Tabel 8.3).

8.3.2.8 *Benthos*

De samenstelling en de dichtheid van benthos is een parameter die niet werd geregistreerd (de studie daarvan maakte deel uit van andere OMES-deelstudies) maar die toch een belang kan hebben voor denitrificatie. Uit voorgaande paragrafen is gebleken dat denitrificatie bepaald wordt door vele factoren samen. Het is dan ook niet uitgesloten dat een optimale combinatie kan leiden tot maximale denitrificatiewaarden. Zeer hoge waarden werden inderdaad vastgesteld in het monsterpunt aan de Durme. Nochtans verschilden de abiotische factoren op dat punt niet zozeer van die te Appels. Wel werd er visueel een zeer grote concentratie aan Oligochaeten vastgesteld, beduidend groter dan deze te Appels. Te Burcht werd nauwelijks benthos aangetroffen, en op het Groot Buitenschoor kwam een brakwatergemeenschap voor die in detail beschreven werd door Ysebaert (1998).

Uit Tabel 5.2 blijkt dat benthos een stimulerende werking had op denitrificatie. Bij hogere dichtheden trad nitrificatie daarentegen verminderd op wegens de hoge mate van respiratie (Piegri & Blackburn, 1995b). Uit de voorbereidende experimenten (zie Hoofdstuk 4.3.3) bleek dat de zuurstofconsumptie in sediment van de Durme inderdaad intens was. De wormen hadden geen effect op de redoxpotentiaal van het sediment (Chatarpaul et al., 1980).

De verhoging van denitrificatie had te maken met de creatie van tunnels en stromingen die het transport van nitraat begunstigen. Maar wellicht is er meer aan de hand. Het blijkt dat Oligochaeten langs de Zeeschelde enkel in hoge concentraties voorkomen op bepaalde plaatsen die voldoen aan een specifieke combinatie van factoren (mond. med. Seys, 1997). Bovendien werd op deze lokaties een pelletisering van het sediment vastgesteld door de uitwerpselen van de wormen. Deze zichtbare sedimentstructuur werd ook op het punt aan de Durme vastgesteld. Het is mogelijk dat verhoogde denitrificatie zou kunnen plaatsvinden in de gepelletiseerde bovenlaag van het sediment. Indien voorts de factorcombinatie voor het maximaal voorkomen van Oligochaeten en deze voor denitrificatie zouden overeenkomen zou een eenvoudig en handig middel voorhanden zijn om *hotspots* van denitrificatie langs de Zeeschelde aan te wijzen.

9 MASSABALANS VAN EEN SCHOR

9.1 STROOMSNELHEDEN

9.1.1 Gedetailleerd stroomsnelheidsprofiel van 29/04/98

Het gedetailleerd stroomsnelheidsprofiel, dat werd uitgevoerd op 29/04/98, vertoonde belangrijke variaties. De absolute stroomsnelheden in de onderlinge raaien zijn weergegeven in Fig.9.1.

9.1.1.1 *Stroomsnelheden in de onderlinge raaien*

De eerste uren van de getijcyclus werd in de centrale raai A enkel nasijpeling van het vorige eb geregistreerd. De snelheid ervan nam slechts geleidelijk af van 0,15 tot 0,12 m.s⁻¹. Op 3,88 uur na het begin van de cyclus was het waterpeil zodanig gestegen dat het water de geul begon binnen te stromen. De stroomsnelheid steeg hierna vrij snel tot de maximale waarde van inkomend water, d.i. 0,38 m.s⁻¹ aan de oppervlakte en 0,29 m.s⁻¹ tegen de geulbodem. Een 40-tal minuten nadat het water de geul begon binnen te stromen nam de stroomsnelheid terug af. Dit gebeurde aan een gestager tempo dan de stijging die eraan vooraf ging. Bij afnemende stroomsnelheid werd steeds een duidelijke variatie in het diepteprofiel vastgesteld. Omstreeks het moment van hoog water 5,4 uur na het begin van de cyclus, stroomde aan de oppervlakte nog steeds water binnen terwijl de waterstand toch al terug begon te dalen.

Het uitstromen van het water uit het schor verliep steeds sneller tot een maximum werd bereikt. Deze maximale waarde was hoger dan deze van instromend water : 0,52 m.s⁻¹ tegen de bodem en 0,50 m.s⁻¹ aan het oppervlak. Uit Fig. vraai blijkt dat de stroomsnelheden bij aftrekkend water inderdaad groter zijn tegen de bodem dan aan het oppervlak, in tegenstelling tot de situatie bij opkomend water. Later wordt hier verder op ingegaan.

Markant was het optreden van een tweede stroomsnelheidspiek bij aftrekkend water. Deze ontstond toen het waterpeil in de rivier lager werd dan het peil in de krekken. De afvloeiing van het estuarium verliep m.a.w relatief vlotter dan de afwatering van het schor. Het aldus ontstane verval had een verhoogde stroomsnelheid tot gevolg. De

waterstand bij deze piek bedroeg evenwel slechts 3,64 m TAW, hetgeen impliceert dat de betrokken watermassa vrij gering was.

Eens het bulkwater het schor verlaten had vielen de kreken toch niet droog. Een geultje water bleef de rest van de getijcyclus verder stromen. De stroomsnelheid van dit nasijpelingsgeultje sloot op het eind van de cyclus goed aan op die aan het begin van de cyclus (De tijchoogte van de voorgaande cyclus was nochtans iets hoger.). De schommelingen in het snelheidsprofiel van het geultje waren te wijten aan turbulenties. Naarmate de hoeveelheid water in het geultje afnam verminderde ook de turbulentie.

De raaien 2 m links en rechts van de centrale raai, resp. BL en BR, vertoonden duidelijke verschillen. Het stroomsnelheidspatroon van BR was vrijwel identiek met dat van A. De maximale stroomsnelheid bij uitstromend water was er groter dan deze bij instromend water, hetgeen echter niet het geval was in raai BL. Daar stroomde het water sneller naar binnen dan naar buiten. Diepteprofielen werden in de B raaien in mindere mate geregistreerd. Toch was ook hier te zien dat snelheden tegen de bodem bij uitstromend water groter waren dan aan de oppervlakte, in tegenstelling tot het patroon bij instromend water.

De asymmetrie van het snelheidspatroon, de snelheid van instromend water zijnde groter links van de centrale raai en van uitstromend groter rechts ervan, werd bevestigd in de C-raaien. Bij instromend water werd de maximale stroomsnelheid in CR echter waarschijnlijk gemist. Rekening houdend met interpolatie tussen BR en DR, en steunend op visuele waarneming, is de piek waarschijnlijk niet hoger dan aangegeven in de grafiek. In raai CL was de snelheid bij uitstromend water groter aan de oppervlakte dan tegen de bodem. De 'bodem' van CL ligt evenwel ongeveer een meter hoger dan de bodem van de geul. In plaats van een bodemeffect is hier dan ook eerder sprake van een zijwandeffect. Randeffecten waren het grootst in de D-raaien. De aanwezigheid van een landtongetje tussen de geul en een zijkreek had ongetwijfeld een vertragende invloed op het uitstromend water in raai DL. In DR vertoonde het water nauwelijks stroming.

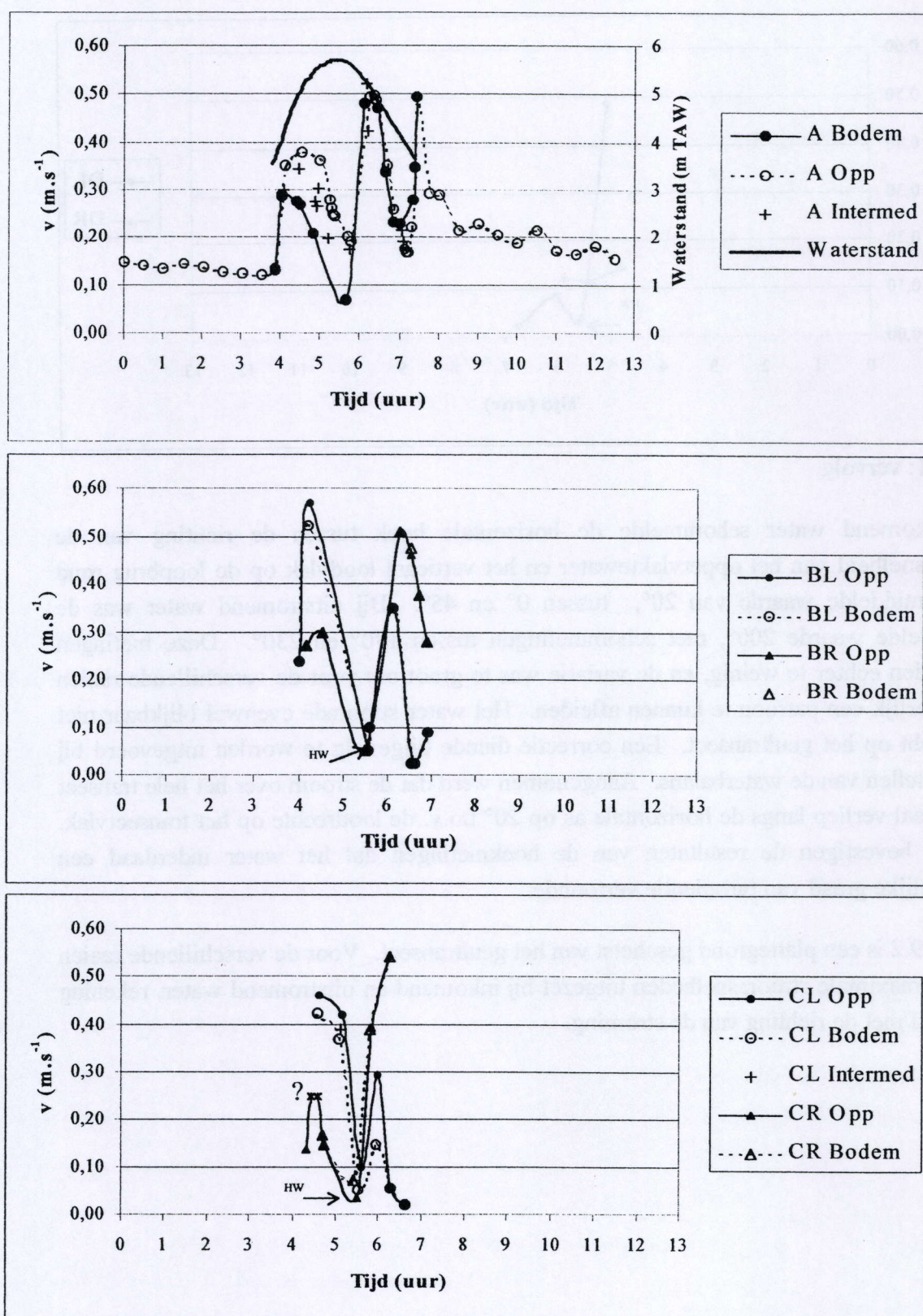


Fig. 9.1: Absolute stroomsnelheden in de onderlinge raaien op 29/04/98 (?=geschatte piekhoogte, HW=hoog water, intermed = tussen bodem en oppervlakte)

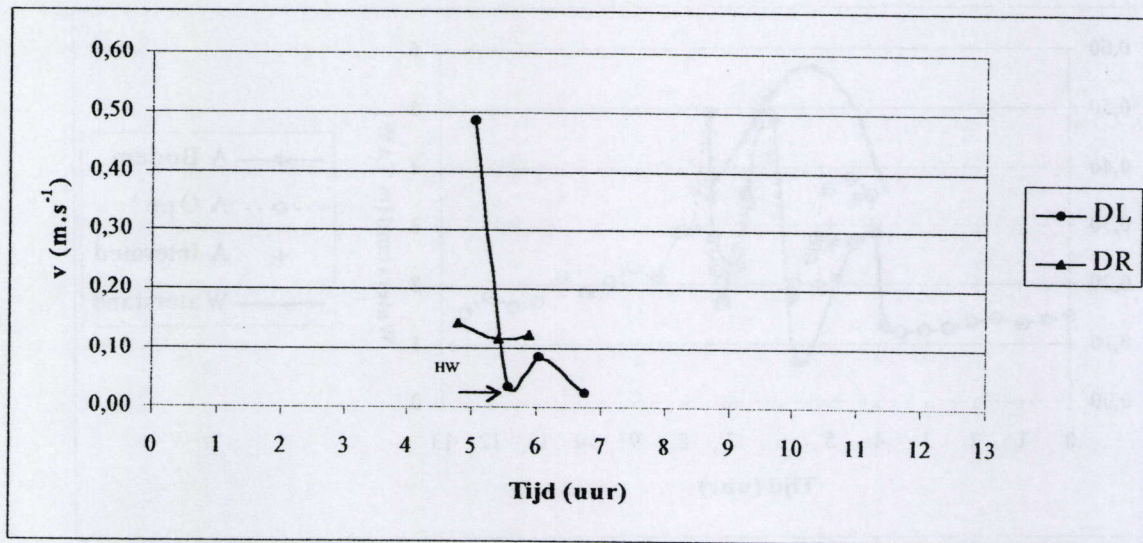


Fig. 9.1: vervolg

Bij inkomend water schommelde de horizontale hoek tussen de richting van de stroomsnelheid van het oppervlaktewater en het verticaal loodvlak op de loopbrug rond een gemiddelde waarde van 20° , tussen 0° en 45° . Bij uitstromend water was de gemiddelde waarde 200° , met schommelingen tussen 170° en 230° . Deze metingen gebeurden echter te weinig, en de variatie was te groot om voor de verschillende raaien afzonderlijk een patroon te kunnen afleiden. Het water stroomde evenwel blijkbaar niet loodrecht op het geultransect. Een correctie diende bijgevolg te worden uitgevoerd bij het opstellen van de waterbalans. Aangenomen werd dat de stroom over het hele transect horizontaal verliep langs de horizontale as op 20° t.o.v. de loodrechte op het transectvlak. Verder bevestigen de resultaten van de hoekmetingen dat het water inderdaad een aanzienlijke graad van turbulentie vertoonde.

In Fig. 9.2 is een plattegrond geschetst van het geultransect. Voor de verschillende raaien zijn de maximale stroomsnelheden uitgezet bij inkomend en uitstromend water, rekening houdend met de richting van de stroming.

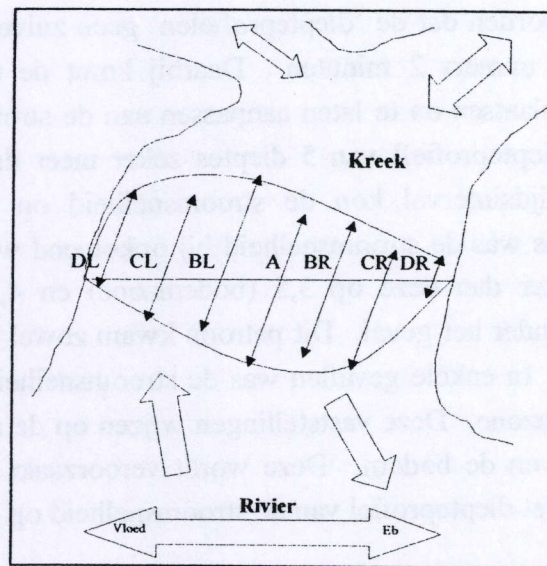


Fig. 9.2: Stromingspatroon ter hoogte van het geultransect (De pijlen die vertrekken uit de raaien geven richting en grootte aan van de maximale stroomsnelheid bij eb en vloed.)

Het stromingspatroon werd beïnvloed door de vorm van de kreek en door de dwarse positie van het transect t.o.v. de rivier. Hierdoor beschreef het inkomend water een bocht van meer dan 300° naar de hoofdkreek. Het water kwam vooral binnen via de buitenbocht van deze stromingsmeander. Het uitstromend water vond de gemakkelijkste weg langs de binnenbocht. De turbulenties werden deels veroorzaakt door het voorkomen van een vertakking naar een zijkreek dicht bij het transect.

In Fig. 9.3 zijn de opeenvolgende diepteprofielen van de raai A voorgesteld.

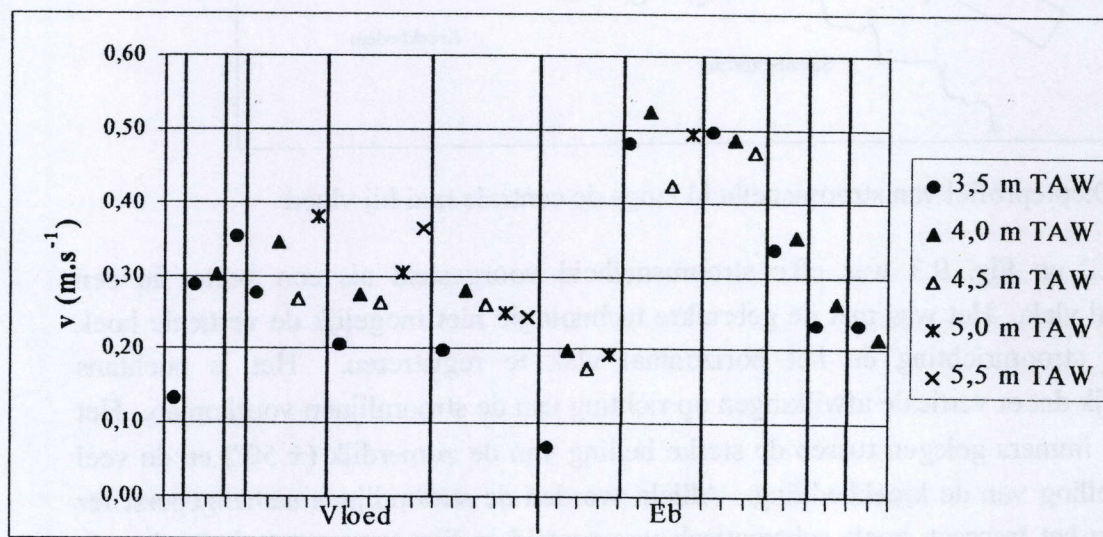


Fig. 9.3: Opeenvolgende diepteprofielen van stroomsnelheid in raai A op 29/04/97

Vooraf dient opgemerkt te worden dat de 'diepteprofielen' geen zuivere diepteprofielen zijn. Elke meting bedroeg immers 2 minuten. Daarbij komt de tijd nodig om de stroomsnelheidsmeter te verplaatsen en te laten aanpassen aan de stroming. Dat maakt dat het opmeten van een 'diepteprofiel' van 5 dieptes zeker meer dan 10 minuten in beslag nam. Binnen dit tijdsinterval kon de stroomsnelheid op één diepte soms beduidend wijzigen. Nochtans was de stroomsnelheid bij opkomend water op 4m TAW per diepteprofiel steeds groter dan deze op 3,5 (bodemzone) en 4,5 m TAW. Bij uitstromend water was dit minder het geval. Dit patroon kwam zowel bij afnemende als toenemende snelheden voor. In enkele gevallen was de stroomsnelheid bij uitstromend water het grootst in de bodemzone. Deze vaststellingen wijzen op de aanwezigheid van een zone van turbulentie boven de bodem. Deze wordt veroorzaakt door het 'shear'-effect van de ruwe bodem. Het diepteprofiel van de stroomsnelheid op de centrale raai is voorgesteld in Fig.9.4.

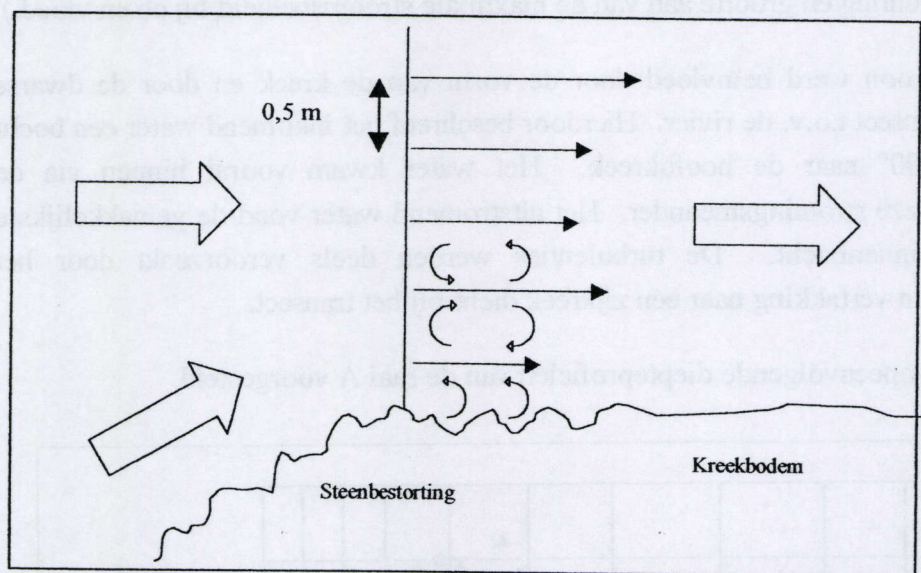


Fig. 9.4: Diepteprofiel van stroomsnelheid langs de centrale raai bij vloed

In Fig. 9.2 en Fig. 9.3 was elke stroomsnelheid voorgesteld als een vector in een horizontaal vlak. Het was met de gebruikte technologie niet mogelijk de verticale hoek tussen de stroomrichting en het horizontaal vlak te registreren. Het is nochtans aannemelijk dat er verticale afwijkingen op richting van de stroomlijnen voorkomen. Het transect is immers gelegen tussen de sterke helling van de zomerdijk ($\pm 50^\circ$) en de veel lichtere helling van de kreekbedding. Allicht worden de stroomlijnen samengeperst ter hoogte van het transect, zoals schematisch voorgesteld in Fig. 9.4, met turbulenties als gevolg.

9.1.1.2 Stroomsnelheden bepaald via vast opgestelde stroomsnelheidsmeters

Op 29/04/98 werd een derde OTT-molen (V3) slechts 0,5 m onder V2 vast opgesteld zoals weergegeven in Materiaal en methoden. In Fig. 9.5 zijn de resultaten van alle vast opgestelde stroomsnelheidsmeters weergegeven voor de 4 13-uursmetingen. Uit de figuur blijkt dat op 29/04/98 de molens V2 en V3 ongeveer hetzelfde resultaat gaven. Hieruit blijkt dat de molens goed werkten. De minieme verschillen die te zien zijn bevestigen het patroon dat tevoorschijn kwam uit het gedetailleerd stroomsnelheidsprofiel, nl. bij instromend water kleinere stroomsnelheid tegen de bodem, bij uitstromend water grotere stroomsnelheid tegen de bodem.

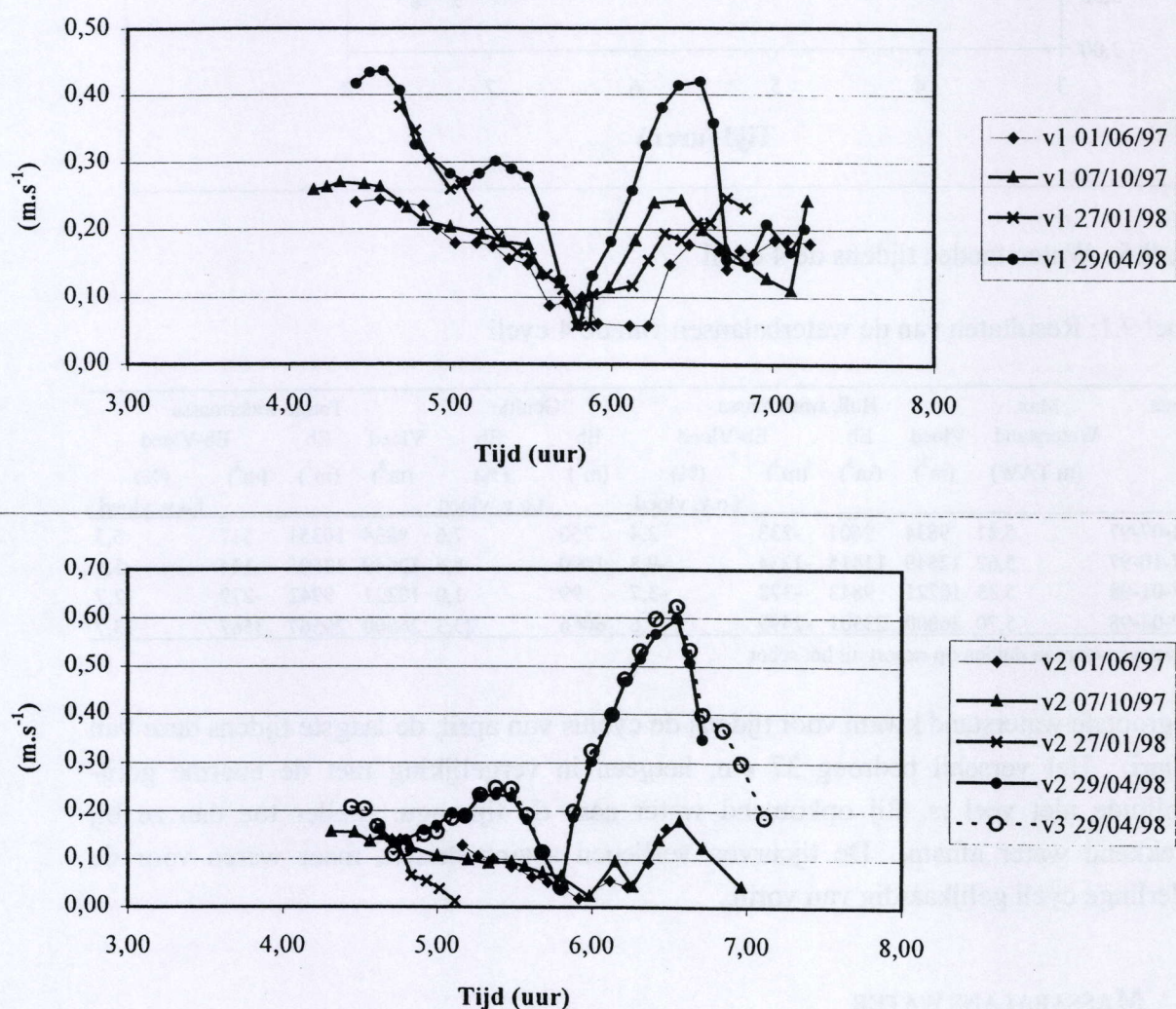


Fig. 9.5: Stroomsnelheden zoals gemeten door de vast opgestelde stroomsnelheidsmeters

9.2 WATERSTAND

De waterstanden in de geul werden op geregelde tijdstippen geregistreerd. De resultaten zijn voorgesteld in Fig. 9.6. De maximale waterstanden zijn weergegeven in Tabel 9.1.

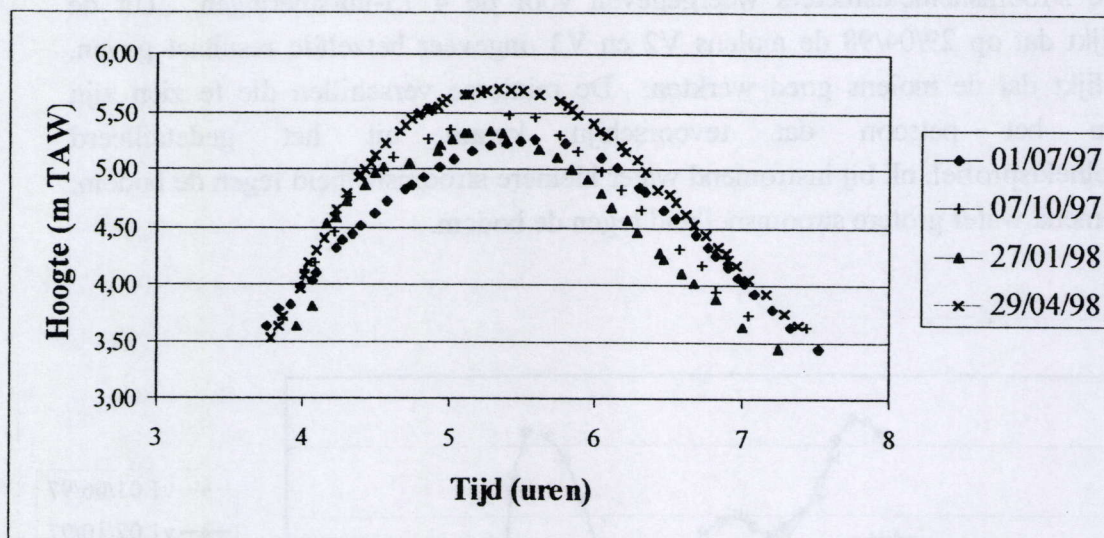


Fig. 9.5: Waterstanden tijdens de 4 cycli

Tabel 9.1: Resultaten van de waterbalansen van de 4 cycli

Datum	Max.		Bulk watermassa			Geultje		Totale watermassa			
	Waterstand	Vloed	Eb	Eb-Vloed		Eb	Eb	Vloed	Eb	Eb-Vloed	
	(m TAW)	(m ³)	(m ³)	(m ³)	(%)	(m ³)	(%)	(m ³)	(m ³)	(m ³)	(%)
					t.o.v. vloed			t.o.v. vloed			t.o.v. vloed
01-07-97	5,41	9834	9601	-233	-2,4	750	7,6	9834	10351	517	5,3
07-10-97	5,62	12649	11415	-1234	-9,8	1090	8,6	12649	12505	-144	-1,1
27-01-98	5,33	10221	9843	-378	-3,7	99	1,0	10221	9942	-279	-2,7
29-04-98	5,70	26000	23501	-2499	-9,6	6066	23,3	26000	29567	3567	13,7

Negatieve waarden duiden op export uit het schor

De grootste waterstand kwam voor tijdens de cyclus van april, de laagste tijdens deze van januari. Het verschil bedroeg 37 cm, hetgeen in vergelijking met de enorme getij-amplitude niet veel is. Bij opkomend water nam de tijhoogte sneller toe dan ze bij aftrekkend water afnam. De tijcurven verliepen asymmetrisch, maar waren voor de onderlinge cycli gelijkaardig van vorm.

9.3 MASSABALANS WATER

Massabalansen van de 3 getijcycli die uitgewerkt waren op basis van enkel de resultaten van de vast opgestelde stroomnelheidsmeters leverden zeer grote verschillen op tussen input en output. Bij die berekeningen werd uitgegaan van homogene, laminaire

stroomsnelheidsprofielen. De resultaten van het gedetailleerd profiel toonden echter aan dat die veronderstellingen grondig fout waren. Daarom werden de massabalansen herrekend. De bevindingen van het gedetailleerd profiel werden hiertoe vertaald in volgende vuistregels:

$$\begin{aligned}
 v(A) &= v(BR) \\
 v_{in}(A) &< v_{in}(BL) \\
 v_{uit}(A) &= v_{uit}(BL) \\
 v_{in}(CL) &= v_{in}(BL) \\
 v_{uit}(CL) &\leq v_{uit}(BL) \\
 v_{in}(DL) &= v_{in}(CL) \\
 v_{uit}(DL) &<< v_{uit}(CL) \\
 v_{in}(CR) &< v_{in}(BR) \\
 v_{uit}(CR) &= v_{uit}(BR) \\
 v(DR) &<< v(CR)
 \end{aligned}$$

met $v(X)$: stroomsnelheid in raai X
 v_{in} : stroomsnelheid instromend water
 v_{uit} : stroomsnelheid uitstromend water

Deze vuistregels werden gehanteerd om de stroomsnelheden per raai te interpoleren uitgaande van de resultaten van de vast opgestelde stroomsnelheidsmeters. Ze boden een ruime marge voor interpolatie, maar het hanteren van striktere regels zou wellicht geen enkele invloed gehad hebben op het verkleinen van de fout. Het is immers onwaarschijnlijk dat de stroomprofielen voor elke cyclus volledig identiek zouden zijn.

De resultaten van de waterbalansen zijn voorgesteld in Tabel 9.1.

De hoeveelheid water die uitgewisseld werd varieerde grofweg tussen 10.000 en 30.000 m³. Deze marges zijn zeer ruim in vergelijking met het gering verschil in maximale waterstand. Zo was de getijhoogte van de cyclus van oktober 21 cm groter dan deze van juli, terwijl het overeenkomstig verschil in afvoer van het geultje 340 m³ bedroeg. De getijhoogte in april daarentegen was slechts 8 cm groter dan in oktober, maar het verschil in afvoer van het geultje bedroeg bijna 5000 m³. Hieruit blijkt dat in april een aanzienlijk deel van het schor moet zijn overstroomd. Troccaz et al. (1994) maakte een onderscheid tussen de eigenschappen van het geultje volgens de getijhoogte. Bij geringe getijhoogte zou het geultje vooral uit 'sub-oppervlakte drainering' bestaan. Bij grotere getijhoogte, zoals bij de cyclus in april, zou de fase van 'run off' te lang duren opdat drainering nog zou kunnen plaatsvinden. Het is mogelijk dat dit onderscheid kan implicaties hebben voor de nutriëntconcentraties.

Een tweede vaststelling is dat de procentuele fout tussen eb en vloed ligt tussen 1.1 en 13.7. Het is echter de vraag of de waterbalans van het schor wel conservatief is, m.a.w. of de massa instromend en uitstromend water wel aan elkaar gelijk moet zijn. Dankers et al., (1984) somt een lijst redenen op die een niet conservatieve waterbalans kunnen verklaren. Deze, en ook andere, worden hierna vermeld en vervolgens beknopt getoetst.

Verklaringen indien de massa binnenstromend water groter is dan buitenstromend

- Verlies van water door evaporatie en opname door vegetatie
- Laagtes in het schoroppervlak worden gevuld en dit water kan niet terugvloeien. Een aantal voorgaande cycli moet lager geweest zijn dan het schoroppervlak, anders zouden de depressies reeds voordien gevuld zijn.
- Het schor lag geruime tijd droog zodat de klei is gebarsten, en een hoeveelheid water kan worden opgenomen.
- Water wordt vertraagd tussen de vegetatie of in een deel van de kreek tot de volgende vloed opkomt. Wind kan een soortgelijk effect uitoefenen.
- Bij vorst kan een deel van het binnengekomen water uitvriezen op het schor.

Indien het eb-budget groter is dan het vloed-budget:

- Neerslag op het schor wordt afgevoerd bij eb.
- Het water dat met het vorige getij binnenkwam heeft het schor nog niet volledig kunnen verlaten.
- Bij zeer hoge getijden stroomt water over de rand van het schor. Dit water verlaat het schor dan preferentieel via de krekken, o.a. wegens weerstand van vegetatie.

In beide gevallen:

- Meetfout op de waterflux
- Fout op interpolaties bij het berekenen van de waterbalans
- Fout op extrapolaties bij het berekenen van de waterbalans

In Tabel 9.2 is de invloed van de verschillende factoren voor de onderlinge getijcycli weergegeven.

Tabel 9.2: Factoren die een niet sluitende waterbalans kunnen verklaren

Datum	Budget eb < vloed					Budget eb > vloed			Fouten		
	1*	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
01-07-97	+	-	-	+	-	++	+	-	+	+	+
07-10-97	+	?	-	++	-	+	+	-	+	+	+
27-01-97	-	-	-	-	+	-	(+)	-	+	+	+
29-04-97	+	?	-	++	-	+	++	+	+	+	-

*: Verklaring zie tekst

De invloed van verdamping op de waterbalans moet te zien zijn aan een accumulatie van chloride op het schor. Dit is immers een conservatief element. Voor de bespreking van die factor wordt daarom verwezen naar de discussie over chloride.

Het procentueel verschil tussen eb en vloed is het grootst voor de cyclus van april, waaraan de grootste watermassa en getijhoogte van de 4 geregistreerde cycli verbonden is (Tabel 9.1). Ondanks de inter- en extrapolaties zijn de verschillen tussen eb en vloed van de overige 3 cycli dus geringer. Het feit dat extrapolatie vanuit een cyclus met een grotere fout toch aanleiding kan geven tot goede resultaten heeft te maken met de visuele waarneming dat de stroming tijdens cycli met geringere maximale tijhoogte minder turbulentie vertoonde, en met de veronderstelling dat de maximale stroomsnelheden dan relatief geringer zijn. De interpolaties van de waarden van de vaste stroomsnelheidsmeters werd hierdoor eenvoudiger, met een reductie van de fout tot gevolg. Dit is een aanwijzing dat de gebruikte methodiek aanvaardbaar is. In vergelijking met andere studies zijn deze verschillen bovendien vrij gering tot aanvaardbaar. Waar de meetfout op de eerste 3 cycli wellicht groter was door geringere beschikbaarheid aan apparatuur was de meetfout op de 4e cyclus groter door het optreden van meer turbulentie. Fouten op de balans van april werden allicht veroorzaakt door het niet registreren van de maximale stroomsnelheid in CR, door het niet registreren van de verticale hoek van de stroming, en door de turbulenties zelf zoals ze werden geconstateerd door de schommelingen in de horizontale hoek van de stroming.

De cyclus van januari was, in vergelijking met de overige cycli, slechts aan een beperkt aantal factoren onderhevig die een niet conservatieve balans kunnen veroorzaken (Tabel 9.1). Tijdens die cyclus trad wel ijsvorming op (Tabel 2.5), maar enkel na zonsondergang. Over een oppervlakte van 10 ha (de oppervlakte van het schor) komt een laagje ijs van 1 mm overeen met 100 m³. Om de waterbalans gedurende de cyclus van januari te beïnvloeden zou bijgevolg een ijslaag van 3 mm of meer nodig geweest zijn. De getijhoogte was immers relatief gering, waardoor het oppervlak van het schor slechts deels werd overspoeld. De watermassa van de nasijpeling was mede daardoor zeer

gering (Tabel 9.1), en dit was eveneens het geval de cyclus voordien. In januari bedroeg het verschil in watermassa tussen eb en vloed 2,7 % wat inderdaad zeer weinig is. De mogelijkheid dat dit een toevalstreffer was blijft niettemin bestaan.

9.4 VERBLIJFTIJD VAN HET WATER IN HET SCHOR

Vermits het diepste punt van het transect gelegen was op 3.2 m TAW was de verblijftijd van het bulkwater in de geul beperkt tot 3,5 à 3,8 uur. De nasijpeling bleef echter steeds gedurende de rest van de cyclus doorgaan.

Om een inzicht te bekomen in de factoren die de nutriëntbalansen bepalen is het van belang te weten hoeveel van het water dat uit het schor gestroomd is bij aftrekkend water terug in het schor komt bij het opkomend water van de volgende cyclus. Volgens Pejrup et al. (1993) dienen 3 fracties watermassa te worden onderscheiden:

- de fractie (Y) die binnen dezelfde getijcyclus (in het schor) terugkeert
- de fractie (X) die binnen dezelfde getijcyclus (met de rivier) uitgewisseld wordt
- de fractie (F) die uit de getijcyclus ontsnapt

De grens tussen Y en X+F wordt gevormd door het geultransect waar de metingen werden uitgevoerd. Een eerste opvallende maar belangrijke vaststelling was dat de krekken, op het ogenblik dat het opkomend water terug het schor binnen stroomde, bijna volledig waren leeggelopen op een deel van het nasijpelingswater na. Y komt dus overeen met het volume water dat nog achterbleef in het schor op het moment dat het opkomend water de geul terug binnenkwam. Gezien de relatief kleine oppervlakte van het schor (10 ha), en gezien het feit dat de gemeten fractie (de (X+F)-fractie) van de nasijpeling gemiddeld 10 % en maximaal 23 % bedroeg van het totaal binnengestroomd water, is het aannemelijk de Y fractie heel klein te noemen t.o.v. de (X+F)-fractie. De verblijftijd van het meeste water binnen het schor beperkt zich bijgevolg tot enkele uren.

Nu stelt zich nog de vraag hoeveel van het schorwater dat in de rivier is gekomen opnieuw het schor binnenkomt, m.a.w. hoe verhouden zich de fracties X en F. De gemiddelde afvoer van de Schelde in de periode van 1949 t.e.m. 1996 te Schelle bedroeg $107 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Tabel 9.3).

Tabel 9.3: Gemiddelde afvoer van de Schelde in $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ (Afdeling Maritieme Schelde, 1997)

Periode	Schelde te Schelle	Rupel	Schelde opwaarts Rupel
1996	78	45	33
1949-1996	107		

Dit is in feite een onderschatting van de huidige afvoer vermits de afvoer van de Schelde over die periode een stijgende trend vertoont. Daarvan moet de afvoer van de Rupel afgetrokken worden om een beeld te hebben van de afvoer van de Schelde ter hoogte van de schorren van de Durme. Tabel 9.3 laat zien dat de afvoer in 1996 zeer laag was. Waarden voor 1997 waren nog niet vrijgegeven op het ogenblik van deze rapportage. Wanneer echter de verhoudingen van 1996 gehanteerd worden kan gesteld worden dat de gemiddelde afvoer van de Schelde voor de periode 1949-1996 ter hoogte van het schor ongeveer $45 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ zou bedragen. De maximale geregistreerde afvoer uit het schor bedroeg bijna $3 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Het bulkwater uit het schor heeft dus 10 à 12 uur de tijd om zich te vermengen met een op zijn minst meer dan tienvoudig grotere watermassa uit de rivier. Het asymmetrisch in- en uitstroomp patroon is overigens een aspect dat een goede menging van schor- en rivierwater onderschrijft. F kan dus veel groter genoemd worden dan X en Y. Bijgevolg kan gesteld worden dat een quasi volledige verversing van het water in het schor zich bij elke tijcyclus voordoet. Modellerings zal echter moeten uitwijzen in hoeverre deze benaderende uitspraak correct is.

9.5 CONCENTRATIEPROFIELEN EN MASSABALANSEN VAN WATERKWALITEITS-PARAMETERS

De resultaten van de datasonde zijn voorgesteld in Fig. 9.6 t.e.m. Fig. 9.9. De sonde was centraal in de geul opgesteld (zie Materiaal en methoden). In deze figuren werden soms ook waarden van de rivier zelf opgenomen. Dit was het geval voor temperatuur en zuurstof (Fig. 9.6). Voor de overige parameters die door de sonde werden geregistreerd was dit niet het geval, hetzij omdat de parameter in de rivier niet was bepaald (bv. turbiditeit), hetzij omdat de waarden van de rivier werden afgebeeld in combinatie met de resultaten van de diepteprofielen in de geul (bv. pH en conductiviteit). Deze diepteprofielen zijn samen met de resultaten van het nasijpelingsgeultje (geultje; definitie zie Materiaal en methoden), en zoals reeds vermeld met de resultaten van de rivier zelf, afgebeeld in Fig. 9.10. De resultaten in Fig. 9.10 zijn concentraties. De massabalansen zijn voor de verschillende parameters weergegeven in Tabel 9.4. In Tabel 9.5 werden per 'compartiment' (bulkwater en geultje) en voor de totale cycli de verhoudingen van de massa van eb t.o.v. vloed vergeleken tussen het water zelf enerzijds en de betrokken parameters anderzijds. Het verschil tussen deze verhoudingen (in vet) geeft aan welk compartiment relatief het meest heeft bijgedragen tot de uiteindelijke balans. De waarden van de compartimenten met doorslaggevende bijdrage (meer dan het dubbele) zijn onderlijnd. Het teken in de laatste kolom geeft aan of export dan wel import zou plaatsgevonden hebben indien de waterbalans conservatief werd verondersteld, d.w.z. indien input en output van water gelijk zouden zijn.

9.5.1 Diepteprofielen

In Fig. 9.10 overlaptten per parameter de concentratiepatronen van de verschillende dieptes elkaar stelselmatig. Voor geen enkel element dat bemonsterd werd via de bemonsteringsbuis werd op die manier een diepteprofiel waargenomen. Nochtans vertoonden Kjeldahl-stikstof en totaal fosfor daar op het eerste zicht wel neiging toe.

9.5.2 Overige patronen

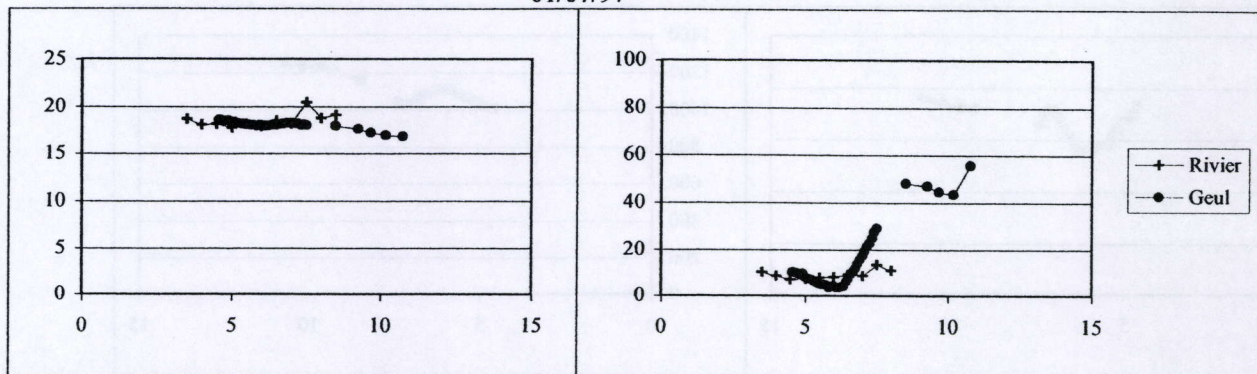
9.5.2.1 *Temperatuur*

In april en juli was de temperatuur bij hoog water 1 resp. 0,5 °C lager dan bij laag water (Fig. 9.6). In oktober was de temperatuur bij hoog water 0,5 °C hoger. Hieruit blijkt dat uit de temperatuurswaarden de invloed van de zee ter hoogte van het studiegebied merkbaar was. De resultaten illustreren inderdaad dat getijdegebieden bijdragen tot een hogere temperatuurvariatie in het estuarium. In januari daarentegen was het water 4°C zonder getijvariatie. De temperatuur was het hoogst in juli.

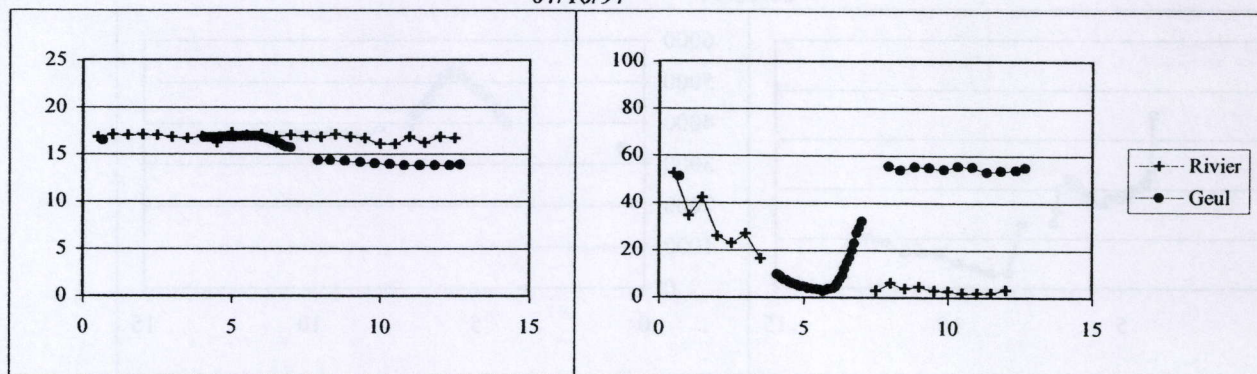
Temperatuur (°C)

Opgeloste zuurstof (%)

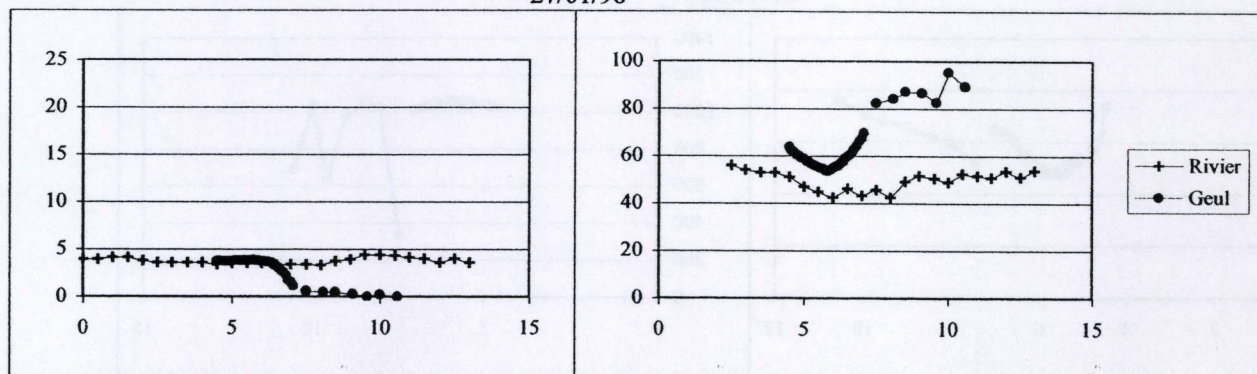
01/07/97



07/10/97



27/01/98



29/04/98

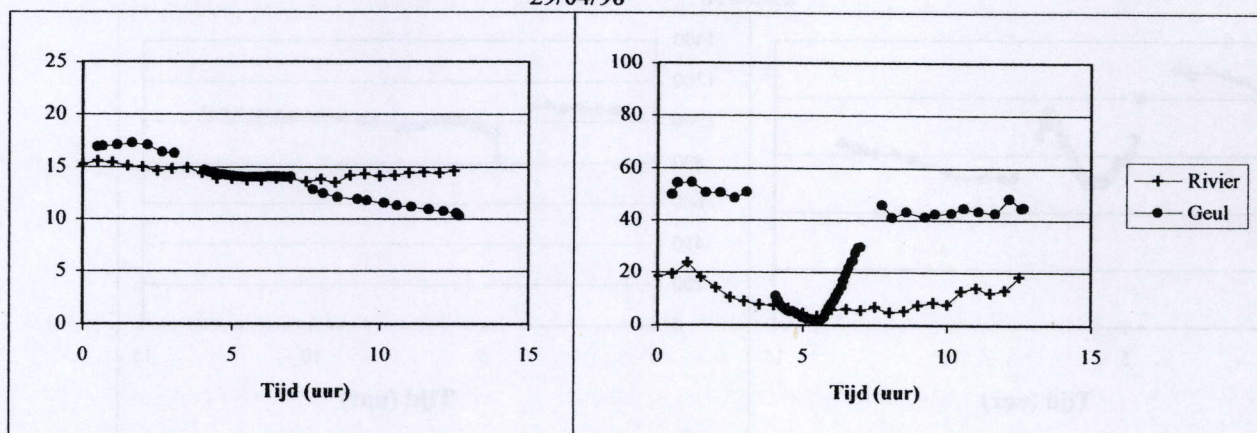


Fig. 9.6: Temperatuur en zuurstof, resultaten van de datasonde en van bepalingen in de rivier

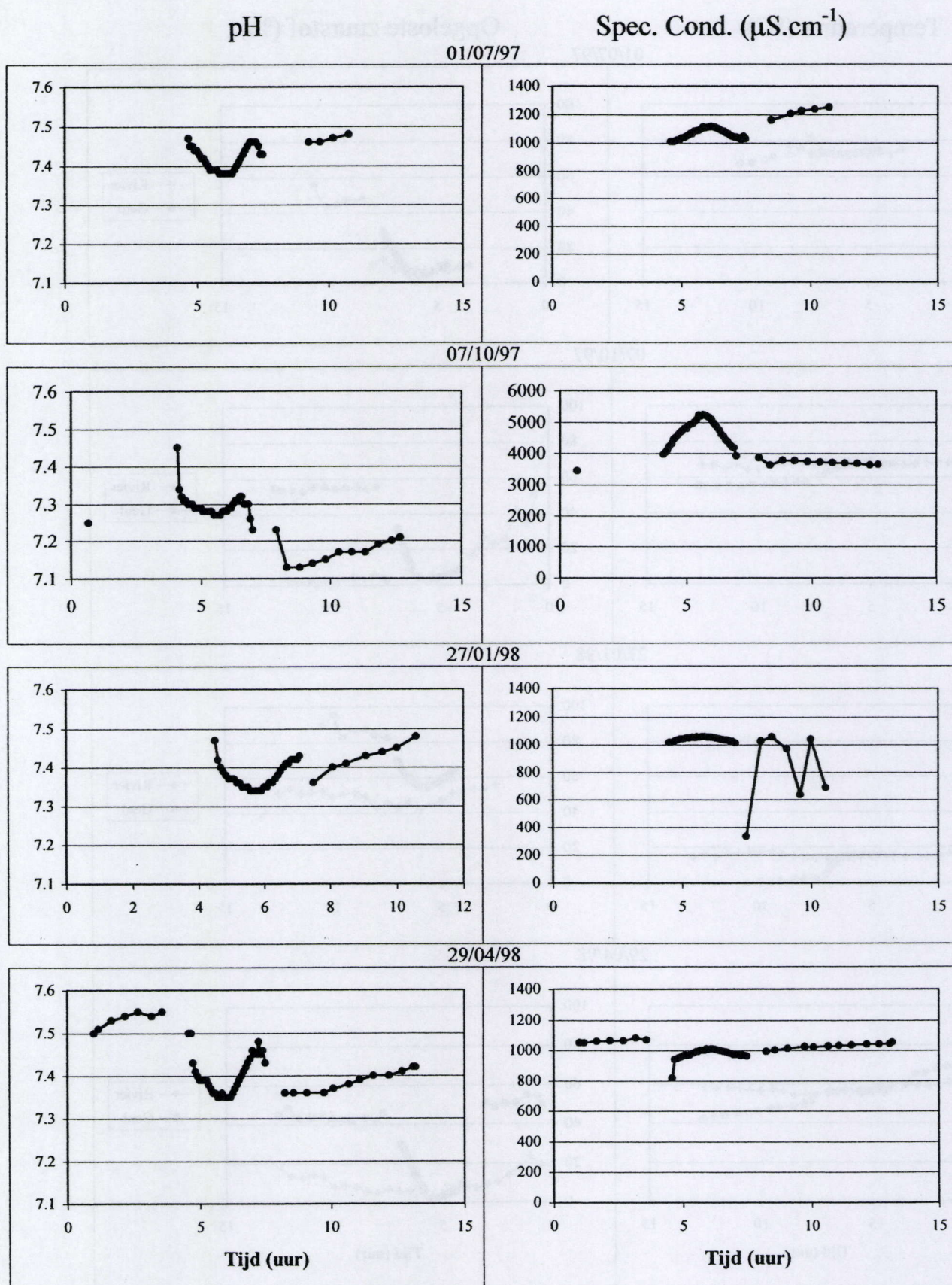


Fig. 9.7: Resultaten van de datasonde: pH en specifieke conductiviteit (Spec. Cond.)

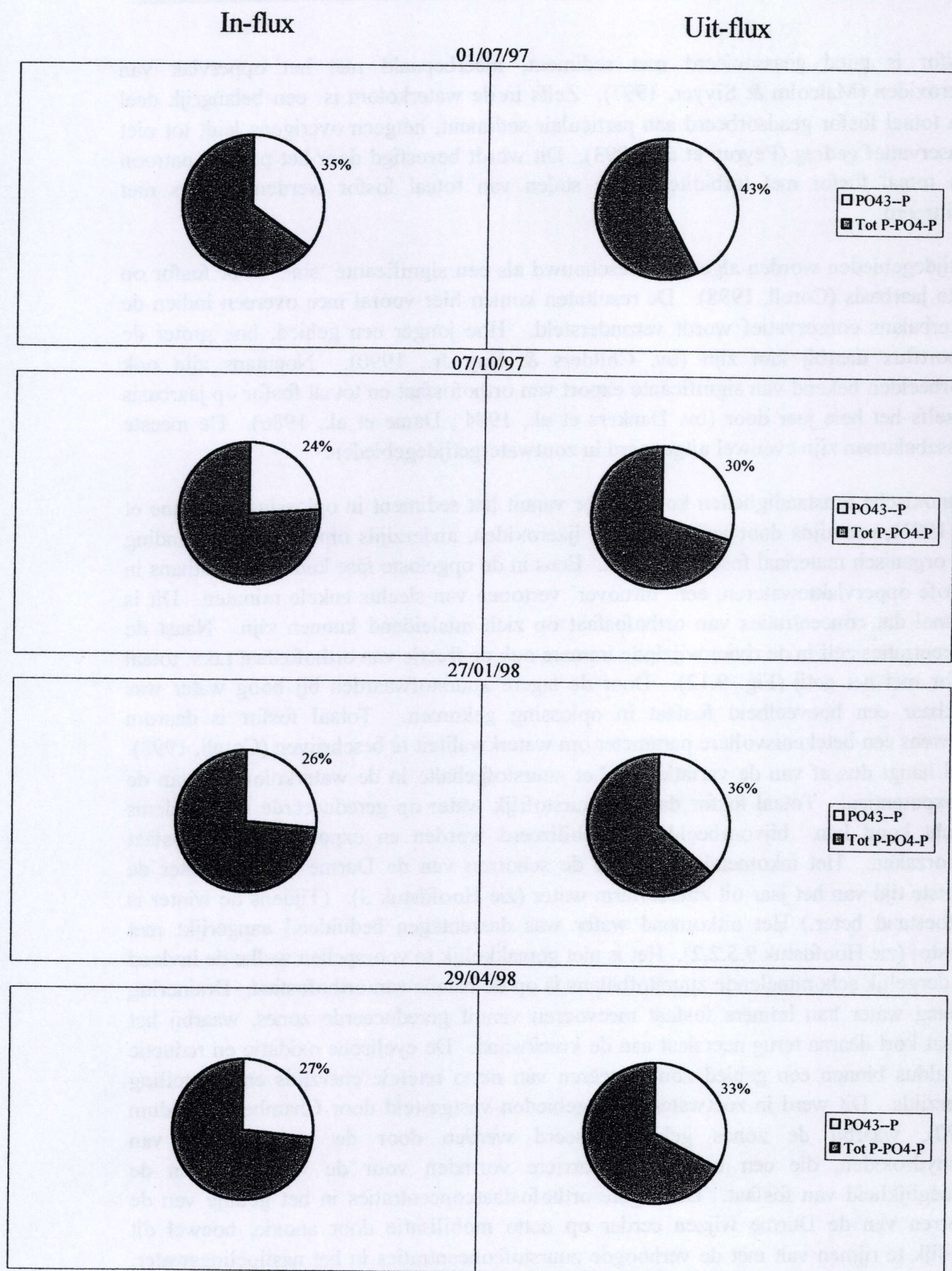


Fig. 9.12: Samenstelling van totaal fosfor tijdens vloed en eb van de onderlinge cycli

Fosfor is goed geassocieerd met sediment, meerbepaald met het oppervlak van ijzeroxiden (Malcolm & Sivyer, 1997). Zelfs in de waterkolom is een belangrijk deel van totaal fosfor geadsorbeerd aan particulier sediment, hetgeen overigens leidt tot niet conservatief gedrag (Peyrup et al., 1993). Dit wordt bevestigd door het parallel patroon van totaal fosfor met turbiditeit. De stalen van totaal fosfor werden immers niet gefiltreerd.

Getijdegebieden worden algemeen beschouwd als een significante 'sink' voor fosfor op netto jaarbasis (Corell, 1998). De resultaten komen hier vooral mee overeen indien de waterbalans conservatief wordt verondersteld. Hoe jonger een gebied, hoe groter de importflux daarbij kan zijn (bv. Childers & Day Jr., 1990). Nochtans zijn ook voorbeelden bekend van significante export van orthofosfaat en totaal fosfor op jaarbasis of zelfs het hele jaar door (bv. Dankers et al., 1984 ; Dame et al., 1986). De meeste massabalansen zijn evenwel uitgevoerd in zoutwatergetijdegebieden.

In anoxische omstandigheden komt fosfor vanuit het sediment in oplossing (Delaune et al., 1981), enerzijds door vrijstelling uit ijzeroxiden, anderzijds omdat door ontbinding van organisch materiaal fosfor vrijkomt. Eens in de opgeloste fase kan fosfor, althans in eutrofe oppervlaktewateren, een 'turnover' vertonen van slechts enkele minuten. Dit is zo snel dat concentraties van orthofosfaat op zich misleidend kunnen zijn. Naast de concentraties zelf in de rivier wijzigde immers ook de fractie van orthofosfaat t.o.v. totaal fosfor met het getij (Fig. 9.12). Door de lagere zuurstofwaarden bij hoog water was blijkbaar een hoeveelheid fosfaat in oplossing gekomen. Totaal fosfor is daarom trouwens een betekenisvollere parameter om waterkwaliteit te beschrijven (Corell, 1998). Veel hangt dus af van de variatie van het zuurstofgehalte in de waterkolom en van de redoxpotentiaal. Totaal fosfor dat via zuurstofrijk water op gereduceerde schorbodems terecht komt kan bijvoorbeeld geremobiliseerd worden en export van orthofosfaat veroorzaken. Het inkomend water van de schorren van de Durme bestaat echter de grootste tijd van het jaar uit zuurstofarm water (zie Hoofdstuk 3). (Tijdens de winter is de toestand beter.) Het uitkomend water was daarentegen beduidend aangerijkt met zuurstof (zie Hoofdstuk 9.5.2.2). Het is niet gemakkelijk te voorspellen welke de invloed van dergelijk schommelende zuurstofbalans is op de balans van orthofosfaat. Drainering bij laag water kan immers fosfaat meevoeren vanuit gereduceerde zones, waarbij het fosfaat kort daarna terug neerslaat aan de kreekwand. De cyclische oxidatie en reductie kan aldus binnen een gebied zones creëren van netto retentie enerzijds en vrijstelling anderzijds. Dit werd in zoetwatergetijdegebieden vastgesteld door Chambers & Odum (1990), waarbij de zones gekarakteriseerd werden door de aanwezigheid van ijzerhydroxiden, die een belangrijke barriere vormden voor de vrijstelling en de beweeglijkheid van fosfaat. De hogere orthofosfaatconcentraties in het geultje van de schorren van de Durme wijzen eerder op netto mobilisatie door anoxie, hoewel dit moeilijk te rijmen valt met de verhoogde zuurstofconcentraties in het nasijpelingswater. Het valt op dat de fosfaatfractie van totaal fosfor in het nasijpelingsgeultje veranderde volgens hetzelfde patroon als conductiviteit. Enkel in oktober, waar net als voor

conductiviteit de hoogste waarden werden genoteerd, daalde de verhouding fosfaat t.o.v. totaal fosfor. Dit wijst nogmaals op een opladen en ontladen van sediment t.g.v. een concentratiegradiënt. De oorzaken van import of export van fosfaat zouden dus niet enkel moeten gezocht worden in de complexe chemie van het element fosfor.

Verstoring van het sediment zelf of afvoer van plantaardig materiaal zijn uiteindelijk de enige mechanismen die output van totaal fosfor uit een tidaal systeem mogelijk maken (Malcolm & Sivyver, 1997). Dit verklaart misschien waarom enkel in april (bij niet conservatieve waterbalans) export van totaal fosfor werd waargenomen. De getijhoogte en daaraan gekoppeld de tidale energie was toen immers de grootste van de 4 cycli. Dit impliceert dat enkel tijdens die cyclus export van sediment en of vegetatie uit het schor zou hebben plaatsgevonden.

De rol van het studiegebied op de balans van fosfor is derhalve nog niet helemaal duidelijk en misschien niet van doorslaggevend belang. Nochtans is het verminderen van de fosforvrucht naar zee toe noodzakelijk ten einde eutrofiëring van het kustwater tegen te gaan. Tertiaire zuivering van fosfor is hiertoe efficiënter dan het herstel van getijdegebieden, gezien fosfor het estuarien systeem hoofdzakelijk binnenkomt via puntbronnen (Billen & Garnier, 1997).

9.5.2.10 Sulfaat

Sulfaat vertoonde practisch geen getijvariatie, tenzij in juli. Daar was de concentratie het hoogst bij hoog water. Wat de seizoensvariatie betreft werd eveneens enkel in juli een hogere concentratie aangetroffen. Sulfaatconcentraties wijzigden enkel indien een invloed van de zee merkbaar was. In dien verstande is de concentratie van sulfaat enigzins gelinkt met die van chloride.

De concentratieprofielen wezen niet op enige belangrijke uitwisseling van sulfaat tussen rivier en schor. De massabalansen gaven behalve tijdens de cyclus van januari export weer. Die export was vooral te wijten aan de verschillen van de massabalans t.o.v. de waterbalans in het bulkwater. Het lijkt aannemelijk dat de zwavelchemie in zoetwatergetijdegebieden van ondergeschikt belang is.

9.5.2.11 Siliciumoxide

De hoogste concentratie van siliciumoxide in de rivier kwam voor in januari, de laagste tijdens de cyclus van oktober (Fig. 9.10). Getijvariatie was te verwaarlozen t.o.v. de seizoensvariatie. Behalve in januari nam de concentratie in het geultje spectaculair toe. Deze stijging was niet te wijten aan de aanwezigheid van sediment in de stalen vermits de stalen gefiltreerd waren op filters van $0,45\mu$.

Enkel in januari werd een lichte import van siliciumoxide vastgesteld (Tabel 9.4) (indien de waterbalans conservatief wordt verondersteld een lichte export), die vooral door het bulkwater (Tabel 9.5) op het schor werd gebracht. Tijdens de overige cycli werd in hoge mate export vastgesteld, die vooral te wijten was aan de 2 tot 3 x hogere concentraties in het nasijpelingsgeultje.

Dit patroon van siliciumoxide komt perfect overeen met de bevindingen van andere auteurs (Wilke & Dayal, 1982 ; Yamada & D'Elia, 1984; Anderson, 1986). Zij stelden vast dat tijdens de zomer in estuaria een bloeiperiode optreedt van diatomeeën. Siliciumoxide wordt hierbij volledig gedepleteerd. Oktober is weliswaar herfst i.p.v. zomer maar het was toen nog steeds vrij warm voor de tijd van het jaar. De temperatuur was tijdens de periode voorafgaand aan de cyclus van 07/10/97 immers hoger dan normaal (4,5 °C boven de norm in augustus en 0,7 °C in september (bron: KMI)). Estuarien sediment vormt tijdens de zomerperiode de belangrijkste bron van siliciumoxide. Dat komt vrij door regeneratie na het afsterven van diatomeeën. Dode diatomeeën zijn immers zwaarder dan levende, waardoor het kiezelskelet uiteindelijk op de bodem terecht komt. Tijdens de wintermaanden sterven de diatomeeën dan massaal af. De concentraties van siliciumoxide in de waterkolom zijn tijdens die periode het hoogst. Er gebeurt immers geen opname meer. Sediment vormt dan een sink voor silicium.

Silicium is een sleutelelement bij het al dan niet optreden van eutrofiëring. Er bestaat in nutriëntrijke estuaria immers een seizoenale successie van kiezelwieren naar niet-diatomeeën, waaronder flagellaten, dinoflagellaten, chlorofyten, chrysofyten, coccolithophoridae, en blauwgroene algen (Officer & Ryther, 1980; Conley et al., 1993; Garnier et al., 1995). Het zijn de niet-diatomeeën, waarvan vooral *Phaeocystis* voor de Belgische kust in de late lente hinder kan veroorzaken door schuimvorming (Lancelot et al., 1987), die aanleiding geven tot eutrofiëring. Zolang silicium niet gelimiteerd is vertaalt aanrijking met stikstof en of fosfor zich voornamelijk als een bloei van onschadelijke, en als voedselbron voor o.a. vissen zelfs nuttige, diatomeeën (Billen & Garnier, 1997). Daaruit volgt dat getijdegebieden blijkbaar een positieve rol spelen in het voorkomen van eutrofiëring door de turnover van silicium in het estuarium te versnellen tijdens de zomerperiode.

10 BETEKENIS VAN DENITRIFICATIE IN GETIJDEN- GEBIEDEN VOOR DE WATERKWALITEIT VAN DE ZEESCHELDE

10.1 EXTRAPOLATIE VAN DENITRIFICATIEWAARDEN OVER DE TOTALE OPPERVLAKTE VAN GETIJDENGEBIEDEN LANGS DE ZEESCHELDE

Om de impact van denitrificatie van getijdengebieden op de waterkwaliteit van de Zeeschelde te kunnen inschatten is het in de eerste plaats nodig de bekomen denitrificatiewaarden te extrapoleren over de totale oppervlakte van getijdengebieden langsheen de Zeeschelde. Deze is weergegeven in Tabel 10.1.

Een fijne verdeling van deze oppervlakte over het traject van de Zeeschelde is in dit verslag niet opgenomen. Het beperkt aantal monsterpunten voor denitrificatiebepalingen maakt dat bovendien niet echt noodzakelijk, vermits van de meeste getijdengebieden de biogeochemische karakterisatie op het moment van de rapportage nog niet beschikbaar was. Vooropgesteld werd dat de Zeeschelde onderverdeeld kon worden in twee zones, een zoete zone en een brakke zone. Verder werd gesteld dat elke zone de helft van het totaal areaal aan getijdengebieden omvat, evenredig verdeeld per type. De monsterpunten worden onderverdeeld volgens deze zones: Appels en de Durme in de zoete zone; Burcht en het Groot Buitenschoor in de brakke zone.

De gehanteerde denitrificatiewaarden zijn de resultaten die bekomen waren bij simulatie van hoog water, bij veldtemperatuur, en gecorrigeerd voor de nitraatconcentraties in het rivierwater zoals weergegeven in Hoofdstuk 8.2.1.3. Deze waarden werden vermenigvuldigd met een factor 2 als correctie op de onderschatting door het gebruik van de acetyleen-inhibitietechniek. Per monsterpunt werd aldus het jaargemiddelde berekend, en per zone werd het gemiddelde genomen van het jaargemiddelde van de monsterpunten.

Vermits de denitrificatiewaarden bij laag water onvoldoende nauwkeurig konden worden ingeschat, werd volgens de uiteenzetting in Hoofdstuk 8.2.1.4 vooropgesteld dat de denitrificatiewaarden bij laag water de helft bedroegen van de overeenkomstige waarden bij hoog water.

Deze studie leverde enkel denitrificatiewaarden van sliksediment op. Gezien de nitraatimport in de schorren van de Durme echter in overeenstemming kon genoemd worden met de nitraatconsumptiewaarden van de sedimentproeven (zie Hoofdstuk 9.5.2.8) werd vooropgesteld dat denitrificatie in schorren en slikken dezelfde waarden hadden.

10.2 REDUCTIE VAN DE STIKSTOFVRACHT

De stikstofvracht die door denitrificatie in getijdengebieden wordt verwijderd, zoals berekend op de wijze uiteengezet in voorgaande paragraaf, is weergegeven in Tabel 10.1.

Tabel 10.1: Stikstofvracht verwijderd door denitrificatie in getijdengebieden van de Zeeschelde

	Oppervlakte (ha)	Stikstofverwijdering (ton j ⁻¹)		
		Zoet	Brak	Totaal
Slik	656	20.5	10.7	31.2
Schor	518	16.1	8.5	24.7
Totaal	1174	36.6	19.3	55.9

Uit de tabel blijkt dat denitrificatie in getijdengebieden van de Zeeschelde goed is voor de verwijdering van ongeveer 56 ton stikstof per jaar. Soetaert & Herman (1995) stelden vast dat jaarlijks een nitraatvracht van 9000 ton de Zeeschelde verlaat. Dit betekent dat denitrificatie in de getijdengebieden van de Zeeschelde slechts 0,6% van de jaarlijkse nitraatvracht zou kunnen opruimen. Dit is een laag cijfer.

Bepaling van denitrificatie op het sediment van de Durme toonde evenwel aan dat in het zoete deel zones van verhoogde denitrificatie voorkomen met waarden die ongeveer 4 x zo hoog zijn als elders in het zoete deel. Gesteld dat dergelijke zone van intense denitrificatie in het zoete deel een uitbreiding zou kennen van 100 ha, dan zou die uitbreiding een nitraatverwijdering opleveren van ongeveer 57 ton per jaar. Dit komt neer op een additionele vermindering van de stikstofvracht met 0,6%, dus een verdubbeling van de totale stikstofverwijdering van de Zeeschelde door getijdengebieden. Indicaties zijn aanwezig dat dit mogelijk zou kunnen zijn door terrasbouw als alternatieve oeverversteving. Doch dit verdient nader onderzoek. Indien daar bovenop de nitraatconcentratie in de waterkolom door een progressieve verbetering van de zuurstofhuishouding zou verdubbelen, zou daar nog eens 57 ton stikstofverwijdering bijkomen, zonder dat daarom de totale stikstofbelasting op de rivier zou moeten toenemen. De verhoging van de nitraatconcentratie zou immers voor het grootste deel te wijten zijn aan omzetting van ammonium (Soetaert & Herman, 1995).

10.3 BESLUIT

Ondanks het voorlopig geringe aandeel van getijdengebieden in de vermindering van de totale stikstofvracht van de Zeeschelde, is het waarschijnlijk dat het aandeel van getijdengebieden in stikstofverwijdering van de Zeeschelde in de toekomst zal toenemen. Denitrificatie in sediment nam immers toe naarmate de nitraatconcentratie in bovenstaand

water werd verhoogd, en de nitraatconcentraties in de waterkolom kenden reeds sinds de jaren zeventig een stijgende trend die zich tot op heden heeft verdergezet.

11 BETEKENIS VAN N₂O-EMISSION IN GETIJDENGEBIEDEN VAN DE ZEESCHELDE VOOR HET BROEIKASEFFECT

11.1 EXTRAPOLATIE VAN N₂O-EMISSIONS OVER DE TOTALE OPPERVLAKTE VAN GETIJDENGEBIEDEN LANGS DE ZEESCHELDE

De schatting van het oppervlakte-areaal van de getijdengebieden werd reeds weergegeven in Hoofdstuk 10. Omdat geen emissies bepaald waren in schorren wordt enkel uitspraak gedaan voor het slik-areaal. De emissiewaarden van de campagne van 1997 werden gebruikt, zowel deze bij laag water (Hoofdstuk 8.2.2.1) als deze bij hoog water (Hoofdstuk 8.2.2.2). De waarden werden eerst uitgemiddeld per maand en vervolgens over het hele jaar. Vooropgesteld werd dat laag en hoog water elk de helft van een tijdsyclus in beslag namen.

De voorbereidende experimenten toonden geen positief verband aan tussen nitraatconcentratie en N₂O-emissie (zie Hoofdstuk 4). De emissiewaarden bij hoog water bekomen onder laboratoriumomstandigheden werden dan ook niet teruggerekend naar de werkelijke nitraatwaarden in de rivier op het ogenblik van de monsternamen.

11.2 BIJDRAGE TOT HET BROEIKASEFFECT

De N₂O-emissie van het slik-areaal van de Zeeschelde, zoals berekend op de wijze uiteengezet in voorgaande paragraaf, is weergegeven in Tabel 11.1.

Tabel 11.1: N₂O-emissie van het slik-areaal van de Zeeschelde (slik-oppervlakte: 656 ha)

	Laag water (kg j ⁻¹)	Hoog water (kg j ⁻¹)	Totaal (kg j ⁻¹)	(kg ha ⁻¹ j ⁻¹)
Zoet	949	2466	1707	2.60
Brak	327	597	462	0.70
Totaal	1276	3063	2169	3.31

Uit de tabel blijkt dat de emissie veel hoger is in het zoete deel dan in het brakke deel van de Zeeschelde. Er werd reeds gewezen dat deze emissiewaarden per eenheid van oppervlakte hoog waren in vergelijking met andere *wetlands* (Hoofdstuk 8.2.2), maar er werd nog geen quantificering gedaan van het aandeel van deze waarden binnen de totale emissie in Vlaanderen en België. In Tabel 11.2 zijn de resultaten weergegeven van een schatting van de totale N₂O-emissie uit het landbouwareaal van België. Een onderscheid werd gemaakt tussen de emissie uit bodems met een gemiddelde bemesting van 120 kg N

$\text{ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ kunstmest, emissie uit dierlijke mest, en indirecte emissie t.g.v. depositie van ammoniak en stikstofoxiden, *runoff* en uitloging, en menselijke excreta.

Tabel 11.2: Verdeling van de N_2O -emissiebronnen binnen het landbouwareaal van België (Boeckx et al., 1997)

	Opp. (ha)	Bodem (ton j^{-1}) ($\text{kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$)		Dierlijke mest (ton j^{-1}) ($\text{kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$)		Indirect (ton j^{-1}) ($\text{kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$)		Totaal (ton j^{-1}) ($\text{kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$)	
Vlaanderen	618929	4479.0	7.24	513.2	0.83	2576.5	4.16	7569	12.23
Brussel	508	2.2	4.33	0.01	0.02	46.8	92.13	49	96.46
Wallonië	748697	3430.7	4.58	62.2	0.08	1828.5	2.44	5321	7.11
België	1368134	7912	5.78	575	0.42	4452	3.25	12939	9.46

Vergelijking van beide tabellen leert dat N_2O -emissie uit de slikken van de Zeeschelde per eenheid van oppervlakte veel minder is dan uit landbouwgebieden. De jaarlijkse emissie van de totale oppervlakte slikken is meer dan 3000 x lager dan van de totale landbouwoppervlakte van Vlaanderen. N_2O -emissie uit de slikken van de Zeeschelde kan bijgevolg zowel in absolute als in relatieve zin slechts een marginale bijdrage leveren tot het broeikas effect.

SAMENVATTING EN BESLUIT

Denitrificatiewaarden in getijdensedimenten bij hoog water lagen tussen 1 en 64 mg N m⁻² d⁻¹. De gevonden waarden konden zeer hoog genoemd worden. Bij laag water vertoonde denitrificatie lagere waarden dan bij hoog water (0-2,72 mg N m⁻² d⁻¹). Nitrificatie-gekoppelde denitrificatie was niet vervat in deze resultaten, hetgeen vooral bij laag water een onderschatting met zich mee bracht. Hoewel immers geen specifiek onderzoek naar nitrificatie werd verricht werden toch indicaties gevonden dat dit proces in de getijdensedimenten van de Zeeschelde een belangrijke rol zou kunnen spelen naar denitrificatie toe. De lagere waarden bij laag water konden deels ook te wijten zijn aan de gebruikte methode. Tijdens de mesocosmos-experimenten werden bij laag water immers waarden gevonden tussen 11 en 34 mg N m⁻² d⁻¹.

De laagste denitrificatiewaarden werden vastgesteld in het brakke deel, de hoogste in het zoete deel. In het zoete deel van de Zeeschelde gebeurde denitrificatie zeer intens. Denitrificatie vertoonde bij hoog water geen verticale gradiënt. Bij laag water werden de hoogste waarden gevonden in de lager gelegen zone van het slik.

Denitrificatie bij hoog water bedroeg tussen 3 en 60% (meestal tussen 10 en 20%) van de totale nitraatconsumptie. De tekortkomingen van de acetyleen inhibitie-techniek konden deze lage waarden niet volledig verklaren. Assimilatie van nitraat stond in competitie met denitrificatie.

Nitraat was, althans tijdens de zomer, het limiterend element voor denitrificatie. Overigens werd denitrificatie bepaald door vele factoren samen. Indicaties werden gevonden dat de aanwezigheid van hoge concentraties oligochaeten zouden kunnen wijzen op haarden van uiterst intense denitrificatie.

De specifieke invloed van het getij was merkbaar via de overspoelingsduur van het sediment. Hoe langer het sediment bij hoog water werd overspoeld hoe intenser denitrificatie bij laag water plaatsvond.

Ondanks de grote intensiteit van denitrificatie in getijdengebieden was de impact ervan op de nitraatvracht van de Zeeschelde vrij beperkt. Nochtans kan het belang van getijdengebieden naar sikstofverwijdering toe in de toekomst toenemen. De waterkwaliteit van de Zeeschelde evolueert immers in de richting van een steeds verder gaande omzetting van ammonium naar nitraat, waardoor de influx van nitraat in getijdensediment, en daardoor ook denitrificatie, kan toenemen.

De variatie van N₂O-emissie was groter dan van denitrificatie. Hoewel de waarden van N₂O-emissie zowel bij laag als bij hoog water binnen ongeveer dezelfde marges gelegen

waren ($0-6,9 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), waren de waarden over het algemeen hoger bij laag dan bij hoog water. De bijdrage van de getijdengebieden van de Zeeschelde aan het broeikaseffect was geringer dan van een overeenkomstig areaal doorsnee landbouwgebied van Vlaanderen. De reden voor deze eerder geringe bijdrage is dat tijdens denitrificatie de reductie naar N_2 vooral bij hoog water wegens de gunstige omstandigheden vrij volledig was.

De massabalansen van 'de schorren van de Durme' toonden niet enkel aan dat nitraatverwijdering door schorren het grootst was tijdens de zomer, wanneer de nitraatconcentratie in de rivier het laagst was. Naast dit gunstig effect voor stikstof werden ook andere positieve effecten van schorren op de waterkwaliteit vastgesteld. Met name werd een sterke aanrijking met zuurstof in het uitstromend water vastgesteld. Bovendien trad een aanzienlijke mate van regeneratie van siliciumoxide op, op het ogenblik dat dit element in de waterkolom limiterend was om eutrofiëring tegen te gaan.

Verder onderzoek is nuttig op volgende terreinen:

- De specifieke rol van nitrificatie voor denitrificatie
- De rol van grondwaterstroming op nitraatverwijdering in getijdengebieden

Tijdens deze studie werden immers enkel de uitwisseling tussen sedimentoppervlak en waterkolom of tussen sedimentoppervlak en atmosfeer beschouwd. Er was immers geen kennis voorhanden aangaande insijpeling van water in sediment of waterstroming onder het sedimentoppervlak. Deze zouden nochtans een supplementaire factor van nitraatverwijdering door denitrificatie kunnen betekenen

- De rol van benthos naar denitrificatie en de mogelijke koppeling van hoge concentraties van oligochaeten en haarden van intense denitrificatie

LITERATUURLIJST

AFDELING MARITIEME SCHELDE (1997) Zeescheldebekken: De afvoer van de Schelde in 1996. Verslag AMS-97.02. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Departement Leefmilieu en Infrastructuur, Administratie Waterwegen en Zeewezen, Antwerpen, 7p.

ALLISON, L.E. (1965). Organic carbon. in: BLACK, C.A. (Ed.) Methods of soil analysis, part 2. Madison, Wisconsin, American Society of Agronomy. Agronomy, 9, 1367-1378.

AMBUS P., LOWRANCE R. (1991) Comparison of denitrification in two riparian soils. Soil Science Society of America Journal, 55, 994-997.

ANDERSEN F.O., HANSEN J.E. (1982) Nitrogen cycling and microbial decomposition in sediments with *Phragmites australis* (Poaceae). Hydrobiological bulletin, 16, 11-19.

ANDERSON G.F. (1986) Silica, diatoms and a freshwater productivity maximum in Atlantic coastal plain estuaries, Chesapeake Bay. Estuarine and Coastal Shelf Science, 22, 183-197.

ASHBY J.A., BOWDEN W.B., MURDOCH P.S. (1998) Controls on denitrification in riparian soils in headwater catchments of a hardwood forest in the Catskill Mountains, U.S.A. Soil Biology and Biochemistry, 30, 853-864.

BATES S.S. (1976) Effects of light and ammonium on nitrate uptake by two species of estuarine phytoplankton. Limnology and Oceanography, 21, 212-218.

BILLEN G. (1975) Nitrification in the Scheldt estuary (Belgium and the Netherlands) Estuarine and Coastal Marine Science, 3, 79-89.

BILLEN G., GARNIER J. (1997) The Phison River plume: Coastal eutrophication in response to changes in land use and water management in the watershed. Aquatic Microbial Ecology, 13, 3-17.

BILLEN G., SOMVILLE M., DE BECKER E., SERVAIS P. (1985) A nitrogen budget of the Scheldt hydrographical basin. Netherlands Journal of Sea Research, 19, 223-230.

BINNERUP S.J., JENSEN K., REVSBECH N.P., JENSEN M.H., SØRENSEN J. (1992) Denitrification, dissimilatory reduction of nitrate to ammonium, and nitrification in a bioturbated estuarine sediment as measured with ¹⁵N and microsensor techniques. Applied and Environmental Microbiology, 58, 303-313.

BOECKX P., VAN CLEEMPUT O., DEWEER A. (1997) Nitrous oxide emission from agriculture in Belgium. Department of Applied Analytical and Physical Chemistry, Faculty of Agricultural and Applied Biological Sciences, Universiteit Gent, Gent, 13p.

BOWDEN W. B. (1984) A nitrogen- 15 isotope dilution study of ammonium production and consumption in a marsh sediment. Limnology and Oceanography, 29, 1004-1015.

BOWDEN W. B. (1986) Nitrification, nitrate reduction, and nitrogen immobilisation in a tidal freshwater marsh sediment. Ecology, 67, 88-99.

BOWDEN W. B. (1987) The biogeochemistry of nitrogen in freshwater wetlands. Biogeochemistry, 4, 313-348.

BOWDEN W. B., VÖRÖSMARTY C. J., MORRIS J. T., PETERSON B. J., HOBBI E. J., STEUDLER P. A., MOORE B. (1991) Transport and processing of nitrogen in a tidal freshwater wetland. Water Resources Research, 27, 389-408.

- BRAGAN R.J., STARR J.L., PARKIN T.B. (1997) Shallow groundwater denitrification rate measurement by acetylene block. *Journal of Environmental Quality*, 26, 1531-1538.
- BREMNER, J.M. (1965a). Inorganic forms of nitrogen. in: BLACK, C.A. (Ed.) *Methods of soil analysis*, part 2. Madison, Wisconsin, American Society of Agronomy. *Agronomy*, 9, 1179-1237.
- BREMNER, J.M. (1965b). Total nitrogen. in: BLACK, C.A. (Ed.) *Methods of soil analysis*, part 2. Madison, Wisconsin, American Society of Agronomy. *Agronomy*, 9, 1149-1178.
- CHAMBERS R.M., ODUM W.E. (1990) Porewater oxidation, dissolved phosphate and the iron curtain: Iron-phosphorous relations in tidal freshwater marshes. *Biogeochemistry*, 10, 37-52.
- CHILDERS D.L., COFER-SHABICA S., NAKASHIMA L. (1993) Spatial and temporal variability in marsh-water column interactions in a southeastern USA salt marsh estuary. *Marine Ecology Progress Series*, 95, 25-38.
- CHILDERS D.L., DAY Jr. J.W. (1988) A flow-through flume technique for quantifying nutrient and material fluxes in macrotidal estuaries. *Estuarine and Coastal Shelf Science*, 27, 483-494.
- CHILDERS D.L., DAY Jr. J.W. (1990) Marsh-water column interactions in two Louisiana estuaries: II. Nutrient dynamics. *Estuaries*, 13, 404-417.
- CHRISTENSEN P. B., NIELSEN L. P., REVSBECH N. P., SØRENSEN J. (1989) Microzonation of denitrification activity in stream sediments as studied with a combined oxygen and nitrous oxide microsensor. *Applied Environmental Microbiology*, 55, 1234-1241.
- CHRISTENSEN P. B., SØRENSEN J. (1986) Temporal variation of denitrification activity in plant-covered, littoral sediment from Lake Hampen, Denmark. *Applied Environmental Microbiology*, 51, 1174-1179.
- COLBOURN P. (1992) Denitrification and N_2O production in pasture soil: The influence of nitrogen supply and moisture. *Agricultural Ecosystems and Environment*, 39, 267-278.
- CONLEY D.J., SCHELSKE C.L., STOERMER E.F. (1993) Modification of the biogeochemical cycle of silica with eutrophication. *Marine Ecology Progress Series*, 101, 179-192.
- COOPER A.B. (1994) Coupling wetland treatment to land treatment: An innovative method for nitrogen stripping? *Water Science and Technology*, 29, 141-149.
- CORELL D.L. (1998) The role of phosphorous in the eutrofication in receiving waters: A review. *Journal of Environmental Quality*, 27, 261-266.
- DAME R., CHRZANOWSKI T., BILDSTEIN K., KJERFVE B., McKELLAR H., NELSON D., SPURRIER J., STANCYK S., STEVENSON H., VERNBERG J., ZINGMARK R. (1986) The outwelling hypothesis and North Inlet, South Carolina. *Marine Ecology Progress Series*, 33, 217-229.
- D'ANGELO E.M., REDDY K.R. (1993) Ammonium oxidation and nitrate reduction in sediments of a hypereutrophic lake. *Soil Science Society of America Journal*, 57, 1156-1163.
- DANKERS N., BINSBERGEN M., ZEGERS K., LAANE R., RUTGERS VAN DER LOEFF M. (1984) Transportation of water, particulate and dissolved organic and inorganic matter between a salt marsh and the Ems-Dollard Estuary, The Netherlands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 19, 143-165.
- DAVIDSON E.A. (1991) Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. in: ROGERS J.E., WHITMAN W.B. (Eds.) *Microbial production and consumption of greenhouse gases*:

Methane, nitrogen oxides and halomethanes. American Society for Microbiology, Washington D.C., 219-235.

DAVIDSSON T.E., LEONARDSON L.G. (1996) Effects of nitrate and organic carbon additions on denitrification in two artificially flooded soils. *Ecological Engineering*, 7, 139-149.

DELAUNE R. D., REDDY C. N., PATRICK Jr. W. H. (1981) Effect of pH and redoxpotential on concentration of dissolved nutrients in an estuarine sediment. *Journal of Environmental Quality*, 10, 276-279.

DE PAUW C. (1975) Bijdrage tot de kennis van milieu en plankton in het Westerschelde-estuarium. Doctoraatsverhandeling, RUG, Gent, 380 p.

FAAFENG B.A., ROSETH R. (1993) Retention of nitrogen in small streams artificially polluted with nitrate. *Hydrobiologia*, 251, 113-122.

FISHER D.C., OPPENHEIMER M. (1991) Atmospheric nitrogen deposition and the Chesapeake Bay estuary. *Ambio*, 20, 102-108.

GARNIER J., BILLEN G., COSTE M. (1995) Seasonal succession of diatoms and Chlorophyceae in the drainage network of the Seine River: Observations and modelling. *Limnology and Oceanography*, 40(4), 750-765.

GILLARD A. (1950) Contribution à l'étude des microorganismes de la Lys et de l'Escaut à Gand. *Biologisch Jaarboek, Antwerpen*, 17, 112-161.

GRANLI T., BØCKMAN O. C. (1994) Nitrous oxide from agriculture. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences, supplement* 12, 128 p.

GROFFMAN P. M., HANSON G.C. (1997) Wetland denitrification: Influence of site quality and relationships with wetland delineation protocols. *Soil Science Society of America Journal*, 61, 323-329.

GROFFMAN P. M., TIEDJE J. M., MOKMA D. L., SIMKINS S. (1992) Regional scale analysis of denitrification in north temperate forest soils. *Landscape Ecology*, 7, 45-53.

HANSON G.C., GROFFMAN P.M., GOLD A.J. (1994) Denitrification in wetlands receiving high and low groundwater nitrate inputs. *Journal of Environmental Quality*, 23, 917-922.

HOFFMANN M. (1993) Vegetatiekundig en ecologisch onderzoek van de buitendijkse gebieden langs de Zeeschelde met vegetatiekartering. Universiteit Gent, in opdracht van het Instituut voor Natuurbehoud en Rijkswaterstaat, Directie Zeegebieden, 223 p.

HYNES R. K., KNOWLES R. (1978) Inhibition by acetylene of ammonia oxidation in *Nitrosomonas europaea*. *FEMS Microbiology Letters*, 4, 319-321.

JENSEN K., REVSBECH N.K., NIELSEN L.P. (1993) Microscale distribution of nitrification activity in sediment determined with a shielded microsensor for nitrate. *Applied Environmental Microbiology*, 59, 3287-3296.

JORDAN T. E., CORELL D. L. (1991) Continuous automated sampling of tidal exchanges of nutrients by brackish marshes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 32, 527-545.

JORDAN T. E., WHIGHAM D.F., CORELL D. L. (1989) The role of litter in nutrient cycling in a brackish tidal marsh. *Ecology*, 70, 1906-1915.

KHAN H., BRUSH G. S. (1994) Nutrient and metal accumulation in a freshwater tidal marsh. *Estuaries*, 17, 345-360.

KIESKAMP W.M., LOHSE L., EPPING E., HELDER W. (1991) Seasonal variation in denitrification rates and nitrous oxide fluxes in intertidal sediments of the western Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 72, 145-151.

KJERFVE B., STEVENSON L.H., PROEHL J. A., CHRZANOWSKI T. H., KITCHENS W.M. (1981) Estimation of material fluxes in an estuarine cross section: A critical analysis of spatial measurement density and errors. *Limnology and Oceanography*, 26(2), 325-335.

KOROM S. F. (1992) Natural denitrification in the saturated zone: A review. *Water resources research*, 28, 1657-1668.

LANCELOT C., BILLEN G., SOURNIA A., WEISSE T., COLIJN F., VELDHUIS M., DAVIES A., WASSMAN P. (1987) Phaeocystis blooms and nutrient enrichment in the continental coastal zones of the North Sea. *Ambio*, 16, 38-46.

LELOUP E., KONIETZKO B. (1956) Recherches biologiques sur les eaux saumâtres du Bas-Escaut. *Verhandelingen van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen*, nr. 132, 100p.

LOHSE L., MALSCHAERT J.F.P., SLOMP C.P., HELDER W., VAN RAAPHORST W. (1993) Nitrogen cycling in North Sea sediments – Interaction of denitrification and nitrification in offshore and coastal areas. *Marine Ecology Progress Series*, 101, 283-296.

LOWRANCE R., VELLIDIS G., HUBBARD R.K. (1995) Denitrification in a restored forest wetland. *Journal of Environmental Quality*, 24, 808-815.

MALCOLM S. J., SIVYER D. B. (1997) Nutrient recycling in intertidal sediments. in: JICKELLS T. D., RAE J. E. (Eds.) *Biogeochemistry of intertidal sediments*. Cambridge Environmental Chemistry Series 9, Cambridge University Press, Cambridge, 84-98.

MEIJER M., (1993) De productie van NO en N₂O door nitrificeerders en denitrificeerders in verschillende bodems. *Afstudeerverslag I.A.H. Larenstein richting Microbiologie, Nederland*, 37 p.

MIDDELBURG J. J., KLAVER G., NIEUWENHUIZE J., MARKUSSE R. M., VLUG T., VAN DER NAT F. J. W. A. (1995) Nitrous oxide emissions from estuarine intertidal sediments. *Hydrobiologia*, 311, 43-55.

MIDDELBURG J. J., KLAVER G., NIEUWENHUIZE J., VLUG T. (1995) Carbon and nitrogen cycling in intertidal sediments near Doel, Scheldt estuary. *Hydrobiologia*, 311, 57-69.

MORAGHAN, J.T., BURESH, R. (1977) Correction for dissolved nitrous oxide in nitrogen studies. *Soil Science Society of America Journal*, 41, 1201-1202.

NIELSEN L. P., CHRISTENSEN P. B., REVSBECH N. P., SØRENSEN J. (1990) Denitrification and photosynthesis in stream sediment studied with microsensor and whole-core techniques. *Limnology and Oceanography*, 35, 1135-1144.

NISHIO T., KOIKE I., HATTORI A. (1982) Denitrification, nitrate reduction, and oxygen consumption in coastal and estuarine sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, 43, 648-653.

NISHIO T., KOIKE I., HATTORI A. (1983) Estimates of denitrification and nitrification in coastal and estuarine sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, 45, 444-450.

ODUM W. E. (1988) Comparative ecology of tidal freshwater and salt marshes. *Annual Review of Ecological Systems*, 19, 147-176.

OREMLAND R. S., UMBERGER C., CULBERTSON C. W., SMITH R. L. (1984) Denitrification in San Francisco Bay intertidal sediments. *Applied Environmental Microbiology*, 47, 1106-1112.

PATRICK Jr. W. H., REDDY K. R. (1976) Nitrification-denitrification reactions in flooded soils and water bottoms: dependence on oxygen supply and ammonium diffusion. *Journal of Environmental Quality*, 5, 469-472.

PEJRUP M., BARTHOLDY J., JENSEN A. (1993) Supply and exchange of water and nutrients in the Grådyb tidal area, Denmark. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 36, 221-234.

PELEGRI S.P., BLACKBURN T.H. (1994) Bioturbation effects of the amphipod *Corophium volutator* on microbial nitrogen transformations in marine sediments. *Marine Biology*, 121, 253-258.

PELEGRI S.P., NIELSEN L. P., BLACKBURN T.H. (1994) Denitrification in estuarine sediment stimulated by the irrigation activity of the amphipod *Corophium volutator*. *Marine Ecology Progress Series*, 105, 285-290.

PELEGRI S.P., BLACKBURN T.H. (1995 a) Effect of bioturbation by *Nereis* sp., *Mya arenaria* and *Cerastoderma* sp. on nitrification and denitrification in estuarine sediments. *Ophelia*, 42, 289-299.

PELEGRI S.P., BLACKBURN T.H. (1995 b) Effects of *Tubifex tubifex* (Oligochaeta: Tubificidae) on N-mineralisation in freshwater sediments, measured with ¹⁵N isotopes. *Aquatic Microbial Ecology*, 9, 289-294.

PELEGRI S.P., BLACKBURN T.H. (1996) Nitrogen cycling in lake sediments bioturbated by *Chironomus plumosus* larvae, under different degrees of oxygenation. *Hydrobiologia*, 325, 231-238.

PETERJOHN W. T., CORELL D. L. (1984) Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. *Ecology*, 65, 1466-1475.

PINAY G., ROQUES L., FABRE A. (1993) Spatial and temporal patterns of denitrification in a riparian forest. *Journal of Applied Ecology*, 30, 581-591.

REDDY K. R., PATRICK Jr. W. H., PHILLIPS R. E. (1978) The role of nitrate diffusion in determining the order and rate of denitrification in flooded soil: 1. Experimental results. *Soil Science Society of America Journal*, 42, 268-272.

REGNIER P., WOLLAST R., STEEFEL C.I. (1997) Long-term fluxes of reactive species in macrotidal estuaries: Estimates from a fully transient, multicomponent reaction-transport model. *Marine Chemistry*, 58, 127-145.

ROMAN C. T. (1984) Estimating water volume discharge through salt-marsh tidal channels: An aspect of material change. *Estuaries*, 7(3), 259-264.

RYSGAARD S., RISGAARD-PETERSEN N., NIELSEN L. P., REVSBECH N. P. (1993) Nitrification and denitrification in lake and estuarine sediments measured by the ¹⁵N dilution technique and isotope pairing. *Applied Environmental Microbiology*, 59, 2093-2098.

SEITZINGER S. P. (1988) Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: ecological and geochemical significance. *Limnology and Oceanography*, 33, 702-724.

SEITZINGER S. P., NIELSEN L. P., CAFFREY J., CRISTENSEN P. B. (1993) Denitrification measurements in aquatic sediments: A comparison of three methods. *Biogeochemistry*, 23, 147-167.

SERVAIS P., BILLEN G., HASCOËT M. (1987) Determination of the biodegradable fraction of dissolved organic matter in waters. *Water Research*, 21, 445-450.

SIMPSON R. L., GOOD R. E., WALKER R., FRASCO B. R. (1983) The role of Delaware River freshwater tidal wetlands in the retention of nutrients and heavy metals. *Journal of Environmental Quality*, 12, 41-48.

SOETAERT K., HERMAN P. (1995) Nitrogen dynamics in the Westerschelde estuary (SW Netherlands) estimated by means of the ecosystem model MOSES. *Hydrobiologia*, 311, 225-246.

SPURRIER J.D., KJERFVE B. (1988) Estimating the net flux of nutrients between a salt marsh and a tidal creek. *Estuaries*, 11(1), 10-14.

TAM T. Y., KNOWLES R. (1979) Effects of sulfide and acetylene on nitrous oxide reduction by soil and by *Pseudomonas aeruginosa*. *Canadian Journal of Microbiology*, 25, 1133-1138.

TROCCAZ O., GIRAUD F., BERTRU G., LEFEUVRE J.C. (1994) Methodology for studying exchanges between salt marshes and coastal marine waters. *Wetlands Ecology and Management*, 3(1), 37-48.

VAN CLEEMPUT O. (1994) Biogeochemistry of nitrous oxide in wetlands. *Current Topics in Wetland Biogeochemistry*, 1, 3-14.

VAN DAMME S., MEIRE P., MAECKELBERGHE H., VERDIEVEL M., BOURGOING L., TAVERNIERS E., YSEBAERT T., WATTEL G. (1995) De waterkwaliteit van de Zeeschelde: evolutie in de voorbije dertig jaar. *Water*, 85, 244-256.

VANDERBORGHT J.-P., WOLLAST R., BILLEN G. (1977) Kinetic models of diagenesis in disturbed sediments. Part 1. Mass transfer properties and silica diagenesis. *Limnology and Oceanography*, 22, 787-793.

VAN MEEL L. (1958) Etudes hydrobiologiques des eaux saumâtres de Belgique. 1. - L'Escaut à Liefkenshoek (Doel). *Mededelingen van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen*, 34 (4), 60 p.

VAN OOSTROM A.J., RUSSELL J.M. (1994) Denitrification in constructed wastewater wetlands receiving high concentrations of nitrate. *Water Science and Technology*, 29, 7-14.

WALL G.R., PHILLIPS P.J., RIVA-MURRAY K. (1998) Seasonal and spatial patterns of nitrate and silica concentrations in Canajoharie Creek, New York. *Journal of Environmental Quality*, 27, 381-389.

WHITING G. J., Mc KELLAR Jr., SPURRIER J.D., WOLAVER T.G. (1989) Nitrogen exchange between a portion of vegetated salt marsh and the adjoining creek. *Limnology and Oceanography*, 34, 463-473.

WILKE R.J., DAYAL R. (1982) The behaviour of iron, manganese and silicon in the Peconic River estuary, New York. *Estuarine and Coastal Shelf Science*, 15, 577-586.

WOLAVER T., WHITING G., KJERFVE B., SPURRIER J., McKELLAR H., DAME R., CHRZANOWSKY T., ZINGMARK R., WILLIAMS T. (1985) The flume design - A methodology for evaluating material fluxes between a vegetated salt marsh and the adjacent tidal creek. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 91, 281-291.

YAMADA S.S., D'ELIA C.F. (1984) Silicic acid regeneration from estuarine sediment cores. *Marine Ecology Progress Series*, 18, 113-118.

YSEBAERT T., MEIRE P., COOSEN J., ESSINK K. (1998) Zonation of intertidal macrobenthos in the estuaries of Schelde and Ems. *Aquatic Ecology*, **32**, 53-71.

Resultaten van de OMES-bootcampagne

APPENDIX 1

aten van de OMES-bootcampagne

Tabel 1: Data van de maand december 1995

Code	Datum	Tijd	Temp (°C)	pH	Sp cond (µS/cm)	Salin (mg/l)	Cl (mg/l)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	BZV (mg/l)	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₂ ⁻ -N (mg/l)	NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	Kjeld-N (mg/l)	PO ₄ ³⁻ -P (mg/l)	tot-P (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	Eh (mV)	Turb (NTU)
Boei 89	9.1	12/12/95	11:35	7.05	7.6	21800	7190	8.33	69	9	3.6	0.12	0.24	0.87	0.25	0.33	1015	372	
Boei 92	10.1		12:05	7.11	7.5	18000	5740	5.71	49.7	9	4	0.13	0.42	1.2	0.26	0.42	835	458	
Boei 105	11.1		12:49	6.51	7.4	10000	66.3	2.31	19.4	17	4	0.14	1.8	3.1	0.34	0.78	460	400	
Antwerpen	12.1		13:23	5.77	7.6	3410	20.4	1.55	12.4	24	2.9	0.15	4.4	5.8	0.38	0.6	185	386	
Kruikeke	13.1		13:56	5.08	7.6	1850	11.3	0.45	3.5	24	2.3	0.2	5.8	7.7	0.44	0.84	125	354	
Bazel	13.2		14:15	4.81	7.6	1590	9.9	0.53	4.1	25	2.3	0.22	6.1	8.3	0.48	1.1	120	357	
Steendorp	14.1		14:43	4.44	7.65	1350	7.7	1.62	12.4	23	3.05	0.04	5.9	8.6	0.55	1.55	117	374	
Temse	14.2		15:03	4.44	7.75	1260	7.2	2.26	17.3	25	3.3	0.04	5.9	9.1	0.64	2.35	120	366	
StAmunds	15.1		15:44	4.59	7.8	1170	6.6	3.1	23.8	23	2.9	0.05	6.7	9	1.1	2.3	128	372	
Vlassenbr	16.1																		
Denderm	16.2	11/12/95	09:52	4.65	7.65	1160	102	3.19	24.7	29	2.7	0.06	6.8	9.2	1.15	2.2	124		
Denderm	16.2	18/12/95	09:24	3.81	7.65	1170	6.6	4.63	34.7	21	2.2	0.29	8.5	10.9	1.25	2	129	303	45.5
StOnolfs	17.1		09:55	4.15	7.65	1170	6.5	3.8	28.9	18	2.7	0.38	9.7	10.9	1.3	1.8	132	327	32.4
Appels	17.2		10:20	4.16	7.65	1175	6.5	3.41	25.9	13	2.6	0.51	10	11	1.25	1.6	132	329	27.3
Uitbergen	18.1		11:01	4.78	7.6	1150	6.2	3.12	24	11	2.3	0.86	9.7	10.7	1.15	1.5	127	330	16.4
Wetteren	19.1		11:37	7.24	7.6	1145	6.4	2.95	24.1	11	2.1	0.98	10.1	11.3	1.2	1.55	127	326	8.7
Melle	20.1		12:14	7.61	7.6	1150	6.4	3.14	26	11	2	1.1	10.3	11.5	1.2	1.55	128	321	10.3

Tabel 2: Data van de maand januari 1996

Code	Datum	Tijd	Temp (°C)	pH	Sp cond (µS/cm)	Salin	Cl (mg/l)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	BZV (mg/l)	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₂ ⁻ -N (mg/l)	NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	Kjeld-N (mg/l)	PO ₄ ³⁻ -P (mg/l)	tot-P (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	Eh (mV)	Turb (NTU)
Boei 89	9.1	09/01/96	11:00	4.6	7.55	16800	5440	8.45	65.9	13.5	3.7	0.08	1.8	2.65	0.19	0.45	820		
Boei 92	10.1		11:25	4.5	7.45	12490	3960	6.86	53.6	12.5	3.9	0.05	2.5	4	0.2	0.6	633		
Boei 105	11.1		11:50	4	7.5	5040	1380	3.74	28.7	12.5	3.9	0.03	4.5	6.1	0.23	0.75	268		
Antwerpen	12.1		12:17	3.8	7.5	1820	360	2.3	17.8	8.5	3.8	0.01	5.5	7.1	0.22	0.45	123		
Kruibeke	13.1		12:45	3.7	7.45	1250	190	1.64	12.5	14	3.8	0.02	5.9	8.7	0.22	1.4	106		
Bazel	13.2		13:00	3.5	7.45	1170	163	2.12	16.2	14	4.1	0.03	5.8	8.55	0.25	0.93	106		
Steendorp	14.1		13:20	3.3	7.45	1040	108	3.75	28.3	16.5	5.1	0.03	5.6	8.5	0.32	1.75	110		
Temse	14.2		13:45	3.3	7.45	980	92	4.45	34.2	30	5.3	0.04	5.4	8.3	0.4	2.55	115		
StAmands	15.1		14:40	3.5	7.45	1015	88	5.04	38.8	24	4.7	0.09	5.3	8.2	0.58	2.05	124		
Vlassenbr	16.1		15:40	4.6	7.5	995	80	4.95	39.9	27	4.5	0.17	5.5	8.5	0.65	1.9	122		
Denderm	16.2	10/01/96	09:20	3.9	7.5	1015	87	4.22	35.3	25	4.6	0.06	5.5	8.1	0.56	1.65	132		
StOnolfs	17.1		09:50	4.1	7.6	1015	86	4.69	35.9	13.5	4.4	0.09	5.2	7.85	0.6	1.5	125		
Appels	17.2		10:10	4.8	7.55	1010	84	4.8	38	13.5	4.4	0.07	5.4	8.05	0.6	1.55	121		
Uitbergen	18.1		10:50	5.8	7.6	1005	75	4.69	38.2	16	4.8	0.16	6.5	9	0.69	1.45	124		
Wetteren	19.1		11:30	6.1	7.6	1015	77	4.53	36.7	13.5	4.6	0.19	6.1	8.75	0.75	1.3	127		
Melle	20.1		12:00	6.5	7.55	1015	78	4.73	38.7	12	4.5	0.2	5.5	8	0.75	1.1	116		

Tabel 3: Data van de maand februari 1996

Code	Datum	Tijd	Temp (°C)	pH	Sp cond (µS/cm)	Salin	Cl (mg/l)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	BZV (mg/l)	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₂ ⁻ -N (mg/l)	NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	Kjeld-N (mg/l)	PO ₄ ³⁻ -P (mg/l)	tot-P (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	Eh (mV)	Turb (NTU)	
Boei 89	9.1	06/02/96	10:24	2.27	7.6	18800	6045	9.69	75.4	8	3.7	0.07	1.95	2.5	0.21	0.84	855	368	197	
Boei 92	10.1		10:50	2.17	7.6	14900	4585	8.62	65.7	10.5	3.8	0.05	2.6	3.2	0.19	0.72	705	339	165	
Boei 105	11.1		11:21	1.76	7.6	6972	47.6	1840	6.2	45.1	8	3.45	0.02	5.2	6.2	0.25	0.84	335	419	144
Antwerpen	12.1		11:51	1.48	7.65	2579	16.0	524	4.02	28.5	7.5	3.1	0.01	6.7	7.85	0.32	0.48	147	389	34
Kruikeke	13.1		12:24	1.26	7.5	1691	10.1	259	2.24	15.8	9.5	2.95	0.04	7.2	9.5	0.4	1.4	109	386	132
Bazel	13.2		12:42	1.12	7.55	1537	9.1	217	2.84	19.8	11	3.1	0.04	7.3	9.3	0.43	1.35	110	352	121
Steendorp	14.1		13:06	0.62	7.65	1326	7.8	136	4.85	33.4	17	3.75	0.02	7.3	9.25	0.51	1.7	124	343	302
Temse	14.2		13:31	0.74	7.65	1267	7.4	115	5.46	37.8	21.5	3.85	0.03	7.6	9.95	0.6	2.5	128	349	491
StAmands	15.1		14:14	1.65	7.65	1264	7.4	99	4.67	33.1	23	4.05	0.1	8.3	10.3	0.87	2.35	130	344	357
Vlassenbr	16.1		15:11	2.64	7.65	1276	7.5	102	4.65	33.9	16	4.55	0.2	8.8	11	1	1.95	129	335	108
Denderm	16.2	05/02/96	09:17	1.65	7.6	1159	6.7	98	5.36	38	22	4.1	0.12	8.05	9.7	0.82	2	129	365	109
StOnolfs	17.1		10:01	2.3	7.6	1158	6.7	97	4.94	35.7	16	4.2	0.18	8.2	10.3	0.87	1.9	129	336	84
Appels	17.2		10:31	2.65	7.5	1157	6.7	97	4.74	34.5	15.5	4.6	0.23	8.3	10.4	0.89	1.8	128	336	68
Uitbergen	18.1		11:27	4.47	7.55	1167	6.8	97	4.34	33.1	12	4.4	0.3	9	10.7	0.93	1.45	127	346	48
Wetteren	19.1		11:27	5.58	7.6	1133	6.6	89	4.31	33.9	8.5	4.1	0.33	8.5	10.1	0.98	1.25	125	349	24
Melle	20.1		12:18		7.55			91			8	4.4	0.33	8	9.7	0.96	1.15	126		

Tabel 4: Data van de maand maart 1996

Code	Datum	Tijd	Temp (°C)	pH	Sp cond (μS/cm)	Salin (ppt)	Cl (mg/l)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	BZV (mg/l)	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₂ ⁻ -N (mg/l)	NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	Kjeld-N (mg/l)	PO ₄ ³⁻ -P (mg/l)	tot-P (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	Eh (mV)	Turb (NTU)	
Boei 89	9.1	12/03/96	10:17	5	7.65	17800		5580	8.64	71.9	5.5	4	0.1	2.3	2.55	0.26	0.27	795	375	55
Boei 92	10.1		10:47	5.64	7.6	14900			7.77	64.6	7	4.3	0.13	2.6	3.05	0.15	0.48	710	384	107
Boei 105	11.1		11:20	5.37	7.5	10000	79.2	2690	5.63	45.6	7	4.6	0.1	3.5	4.8	0.18	0.9	455	376	431
Antwerpen	12.1		11:58	5.37	7.55	4037	26.0	905	3.68	29.1	6	4.7	0.05	4.6	5.4	0.21	0.57	205	331	227
Kruibeke	13.1		12:33	5.63	7.55	1591	9.4	260	2.54	20.1	9.5	4.6	0.06	4.8	5.9	0.27	0.78	114	422	47
Bazel	13.2		12:53	5.8	7.5	1311	7.7	167	2.01	15.9	10	4.4	0.08	4.9	6.5	0.25	1.1	111	447	169
Steendorp	14.1		13:20	5.68	7.55	1212	7.0	135	2.8	22.1	9	4.7	0.09	4.8	6.1	0.28	0.75	110	439	127
Temse	14.2		13:45	5.62	7.6	1146	6.6	102	4.31	33.9	16	5.6	0.11	4.2	6	0.3	1.5	117	508	291
StAmands	15.1		14:30	5.82	7.7	1111	6.4	82	6.45	51	14.5	5.8	0.2	4	6.65	0.42	1.6	120	532	217
Vlassenbr	16.1		15:31	6.25	7.8	1145	6.6	83	6.72	53.7	18	5.4	0.27	5.2	7.7	0.5	1.3	124	515	175
Denderm	16.2	13/03/96	09:33	5.62	7.8	1132	6.6	83	6.59	51.9	16	5.2	0.26	5.5	8	0.52	1.3	125	427	229
StOnolfs	17.1		09:56	5.61	7.75	1139	6.6	93	6.99	55	17	5.1	0.27	5.5	8.2	0.52	1.25	129	410	214
Appels	17.2		10:15	5.61	7.75	1145	6.6	84	6.91	54.4	13	5	0.27	5.5	7.8	0.53	1.25	128	407	73
Uitbergen	18.1		10:58	6.04	7.75	1164	6.7	85	6.84	54.4	14	5.1	0.33	5.6	7.5	0.5	1	135	389	77
Wetteren	19.1		11:28	5.62	7.75	1160	6.7	85	6.84	53.8	13.5	4.9	0.34	5.7	7.8	0.53	0.96	133	392	47
Melle	20.1		12:05	5.77	7.75	1154	6.7	83			13.5	5	0.29	5.5	7.5	0.55	0.96	132	409	118

Tabel 5: Data van de maand april 1996

Code	Datum	Tijd	Temp (°C)	pH	Sp cond (µS/cm)	Salin (ppt)	Cl (mg/l)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	BZV (mg/l)	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₂ ⁻ -N (mg/l)	NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	Kjeld-N (mg/l)	PO ₄ ³⁻ -P (mg/l)	tot-P (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	Eh (mV)	Turb (NTU)
Boei 89	9.1	10/04/96	10:23	7.6	7.65	18490	6850	6.92	61.7	5	3.9	0.17	1.3	1.9	0.17	0.24	941	418	71
Boei 92	10.1		10:52	8.29	7.55	16240	5910	5.4	48.3	4	4.2	0.19	1.5	2.25	0.17	0.3	884	391	40
Boei 105	11.1		11:21	8.32	7.5	13720	4790	4.15	36.8	9.5	4.4	0.2	1.9	2.8	0.17	0.42	737	406	76
Antwerpen	12.1		11:53	8.2	7.45	9850	3250	2.7	23.5	5.5	4.3	0.18	3	4.1	0.2	0.69	528	457	59
Kruikeke	13.1		12:26	8.46	7.55	3979	25.6	0.73	6.2	15	3.1	0.1	5.5	6.75	0.25	0.72	216	443	92
Bazel	13.2		12:46	8.6	7.65	2633	16.3	0.49	4.2	10	2.6	0.16	6.1	7.3	0.28	0.63	161	422	64
Steendorp	14.1		13:12	8.99	7.65	1742	10.4	0.13	1.1	5.5	1.9	0.41	6.4	7.9	0.29	0.57	119	396	30
Temse	14.2		13:36	9.19	7.55	1485	8.7	0.11	0.9	16	1.9	0.43	6.4	8.7	0.32	1.3	123	339	153
StAmands	15.1		14:23	9.43	7.6	1174	6.8	0.59	5.1	23	3.5	0.13	6	8.1	0.46	1.25	126	374	156
Vlassenbr	16.1		15:28	10.39	7.6	1131	6.5	1.63	14.4	26	3.1	0.19	6.1	8.25	0.78	1.55	131	530	117
Denderm	16.2		15:46	10.61	7.65	1130	6.5	1.59	14.1	24	3.1	0.23	6.25	8.8	0.8	1.55	132	590	101
Denderm	16.2	11/04/96	09:19	10.99	7.65	1126	6.5	1.56	14	16	3	0.24	6.6	8.6	0.81	1.1	133	366	50
StOnolfs	17.1		09:41	11.76	7.6	1121	6.4	1.58	14.4	8	2.9	0.31	6.7	8.6	0.85	1	135	391	20
Appels	17.2		09:58	11.93	7.6	1121	6.4	1.47	13.4	11	2.8	0.35	6.6	8.5	0.85	1.1	134	380	39
Uitbergen	18.1		10:33	13.3	7.6	1151	6.6	1.98	18.7	12	2.25	0.66	6.9	9.1	0.95	1.25	139	383	55
Wetteren	19.1		11:02	13.72	7.6	1155	6.6	1.81	17.2	9	2.15	0.75	6.9	9.6	0.99	1.3	138	359	39
Melle	20.1		11:31	13.4	7.6	1148	6.5	1.99	18.8	9	1.8	0.87	7	9.3	1	1.35	138	394	43
Bovenssch		10/04/96	08:40	13.4	7.5	1065	87	0.82	8.5	16	2.25	0.92	6.7	8.85	0.91	1.15	137		
Durme			09:05	9.8	7.7	1130	107	3.18	28.2	31	2.45	0.09	7.5	10.5	0.41	1.35	111		
Dender			10:00	9.9	7.8	1145	111	6.39	56.3	12.5	1.85	0.1	5.5	7.7	0.91	1.1	120		
Rupel			11:15	9.9	7.6	1520	268	6.77	70	6	1.6	0.54	6.5	8.1	0.32	0.48	116		

Tabel 6: Data van de maand mei 1996

Code	Datum	Tijd	Temp (°C)	pH	Sp cond (µS/cm)	Salin (ppt)	Cl (mg/l)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	BZV (mg/l)	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₂ ⁻ -N (mg/l)	NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	Kjeld-N (mg/l)	PO ₄ ³⁻ -P (mg/l)	tot-P (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	Eh (mV)	Turb (NTU)	
Boei 89	9.1	08/05/96	10:27	12.53	7.7	22200		6750	6.52	65	4.5	4.7	0.09	0.24	0.63	0.21	0.3	1020	356	11
Boei 92	10.1		11:05	13.03	7.6	19300		6110	4.2	41.9	4	5	0.15	0.32	0.75	0.21	0.45	890	360	46
Boei 105	11.1		11:46	13.21	7.6	14500		4340	1.42	14	7.5	5.1	0.27	0.88	1.5	0.27	0.69	688	357	63
Antwerpen	12.1		12:20	13.53	7.55	7670	51.2	2110	0.4	3.8	15	3.2	0.19	3.6	4.5	0.36	0.96	379	353	77
Kruibeke	13.1		13:00	13.83	7.7	2880	17.7	629	0.53	5	13	1.3	0.1	6.1	7	0.39	0.75	169	343	34
Bazel	13.2		13:23	13.87	7.7	2030	12.1	380	0.27	2.6	13	1	0.15	6.6	7.7	0.42	0.9	136	335	64
Steendorp	14.1		13:51	13.81	7.7	1640	9.7	261	0.2	1.9	11	1.1	0.22	6.75	8.1	0.46	1.1	120	337	57
Temse	14.2		14:30	14.50	7.8	1440	8.3	190	0.38	3.7	9.5	1.95	0.15	6.8	7.9	0.51	0.84	125	325	71
StAmands	15.1																			
Vlassenbr	16.1	07/05/99		15.00	7.95	1210		105 v			13	2	0.23	6.9	8.5	0.74	0.99	127		
Denderm	16.2			15.00	7.85	1200		100 i			24	2	0.24	7	8.5	0.82	1.4	120		
StOnolfs	17.1			14.90	7.85	1190		98 r			16	1.5	0.32	7.7	9.4	0.95	1.3	130		
Appels	17.2			15.10	7.9	1200		98 u			14	1.5	0.34	7.9	9.5	1	1.3	129		
Uitbergen	18.1			15.00	7.85	1240		105 s			15	1.5	0.4	9.1	10.9	1.15	1.5	131		
Wetteren	19.1			15.10	7.85	1220		103			19	1.4	0.75	8.8	8.8	1.15	1.35	132		
Melle	20.1			15.10	7.85	1190		96			18	1.3	0.96	8.7	10.7	1.1	1.6	129		
Bovenssch			07:15	13.70	7.65	935		70	1.04	10.1	9.5	1.9	0.86	7.2	8.9	0.78	1.05	105		
Durme			08:15	12.90	7.85	1230		115	2.78	26.3	23	1.8	0.12	8.1	10.9	0.57	1.5	115		
Dender			09:15	13.20	7.85	1130		98	1.88	17.3	9	0.8	0.21	5.6	7.6	0.81	1.1	98		
Rupel			10:15	13.60	7.75	1870		342	0.72	7.4	7	0.8	0.21	6.7	7.5	0.43	0.63	342		

Tabel 7: Data van de maand juni 1996

	Code	Datum	Tijd	Temp (°C)	pH	Sp cond (μS/cm)	Salin (ppt)	Cl (mg/l)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	BZV (mg/l)	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₂ ⁻ -N (mg/l)	NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	Kjeld-N (mg/l)	PO ₄ ³⁻ -P (mg/l)	tot-P (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	Eh (mV)	Turb (NTU)
Hansweert		04/06/96	11:21	15.39	7.95	31300		11070	10.33	114.7		2.5	0.06	0.13	0.66	0.22	0.22	1600	296	18
Perkpolder			11:37	15.5	7.95	29400		9960	9.55	105.3		2.95	0.06	<0,08	0.57	0.22	0.24	1500	346	19
Baalhoek			12:05	15.94	7.75	25500		8430	7.72	84.6		3.7	0.05	<0,08	0.63	0.24	0.3	1300	385	39
Bath			12:31	16.46	7.6	22500		7400	6.05	66.1		4.3	0.04	<0,08	0.57	0.21	0.42	1140	389	59
Boei 89	9.1		13:04	16.76	7.5	18100		5700	2.49	27		5.2	0.03	<0,08	0.63	0.22	0.36	840	398	35
Boei 92	10.1		13:29	16.71	7.35	13700		4230	0.63	6.7		5.9	0.03	<0,08	0.75	0.27	0.45	714	367	29
Boei 105	11.1		13:53	16.89	7.35	6760		1890	0.45	4.7		5.5	0.18	1.2	1.3	0.33	0.51	350	383	27
Antwerpen	12.1		14:17	17.59	7.65	2580		572	0.51	5.3		1.75	0.26	5.2	6	0.34	0.57	153	399	16
Kruikeke	13.1		14:41	18.04	7.4	1730		316	0.48	5		2.75	0.36	4.5	4.7	0.42	0.87	119	401	28
Bazel	13.2		14:58	18.63	7.3	1500		252	0.2	2.2		3	0.28	4.3	4.3	0.5	1.35	108	393	39
Steendorp	14.1		15:15	18.52	7.2	1320		191	0.76	8		4.45	0.46	3.3	3.5	0.47	1.4	110	390	85
Temse	14.2		15:30	18.51	7.2	1180		147	0.48	5.1		5.95	0.72	1.8	2	0.46	1.4	110	403	74
StAmands	15.1																			
Vlassenbr	16.1	05/06/96	09:24	19.08	7.6	1020		94	0.38	4		3.85	0.67	4.1	4.8	0.54	0.81	109	305	19
Denderm	16.2		09:41	19.22	7.4	975		109	0.47	5		5	0.59	2.7	2.7	0.62	0.99	112	320	36
StOnolfs	17.1		10:01	19.48	7.65	970		82	0.65	6.9		3.05	0.46	4.65	5.55	0.73	0.9	110	334	15
Appels	17.2		10:29	19.58	7.5	960		77	0.41	4.4		3.2	0.59	4.4	5.25	0.79	0.96	110	341	18
Uitbergen	18.1		11:15	20.03	7.5	940		70	0.56	6		3.5	0.42	4.7	5.5	0.86	0.99	112	350	24
Wetteren	19.1		11:55	20.61	7.45	980		77	0.58	6.3		3.8	0.4	5	5.9	0.91	1.2	117	358	15
Melle	20.1		12:26	21.41	7.45	1030		84	0.68	7.6		3.15	0.32	5.55	6.6	0.98	1.3	118	358	23
Bovenssch			07:15	21.3	7.55	1020		82	1.74	19.4		1.75	0.78	6.1	6.45	1	1.1	119		
Durme			08:15	18.3	7.3	1050		105	0.9	9.6		4.8	1.1	3.5	4.15	0.45	1.4	112		
Dender			09:15	19.2	7.5	1050		99	2.93	30.6		0.81	0.37	6.9	8.3	0.93	1.2	97		
Rupel			10:15	18.4	7.2	1510		230	0.65	6.5		3	0.58	4	4.2	0.52	1.15	113		

Tabel 8: Data van de maand juli 1996

Lokatie	Code	Datum	Tijd	Temp (°C)	pH	Sp cond (µS/cm)	Salin Cl (mg/l)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	BZV (mg/l)	DTC	DIC	DOC	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₂ ⁻ -N (mg/l)	NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	Kjeld-N (mg/l)	PO ₄ ³⁻ -P (mg/l)	tot-P (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	SiO ₂ (mg/l)	Turb (NTU)	Eh (mV)
Boei 89	9.1	09/07/96	10:43	18.43	7.80	21500	7085	6.28	71.0	3.5	42.72	31.00	11.72	3.7	0.08	0.13	0.75	0.21	0.30	1012	1.8	14	366
Boei 92	10.1		11:11	18.42	7.75	23800	7870	5.97	67.7	2.0	41.50	32.88	8.62	3.7	0.07	0.15	0.86	0.23	0.38	1135	1.5	19	381
Boei 105	11.1		11:38	18.73	7.75	20700	6580	5.32	60.3	3.0	42.17	33.56	8.61	4.1	0.07	0.09	0.75	0.23	0.34	993	1.7	16	383
A'pen	12.1		12:05	18.52	7.65	18000	5665	4.32	48.2	4.0	43.07	35.70	7.37	4.3	0.08	0.08	0.75	0.23	0.34	858	1.3	16	396
Kruikebe	13.1		12:38	18.59	7.60	11600	3435	2.00	21.8	4.5	46.86	38.13	8.73	4.6	0.18	0.16	1.13	0.25	0.41	536	1.0	15	376
Bazel	13.2		12:59	18.53	7.75	7790	2220	0.79	8.5	7.5	49.42	40.13	9.29	4.4	0.27	0.22	1.58	0.25	0.49	380	0.8	20	381
Steendorp	14.1		13:25	18.65	7.95	4200	1070	1.50	16.0	16.0	52.72	42.83	9.89	3.5	0.37	0.74	2.6	0.25	0.60	200	1.1	17	383
Temse	14.2		13:53	18.47	7.75	2760	637	0.78	8.2	20.0	50.12	45.91	4.21	2.8	0.32	1.5	4	0.29	0.94	153	1.4	25	415
StAmunds	15.1																						
Vlassenbr	16.1	10/07/96	09:48	18.69	8.30	1220	120	0.48	5.0	27.0				5.0	0.69	2.3	5.5	0.88	1.50	127	1.7	42	323
Denderm	16.2		10:02	18.74	8.10	1200	117	0.32	3.4	28.0	59.34	53.69	5.65	5.2	0.72	2.3	6.3	0.87	1.90	125	1.5	86	318
StOnolfs	17.1		10:21	18.88	8.20	1200	113	0.48	5.0	29.0	58.82	52.87	5.95	4.8	0.84	2.8	6.5	0.83	1.80	126	1.3	76	319
Appels	17.2		10:39	19.40	8.00	1210	113	1.11	11.8	32.0	59.79	53.76	6.03	4.3	0.84	3.5	6.5	0.87	1.55	127	1.8	31	323
Uitbergen	18.1		11:20	19.57	7.95	1200	111	1.03	11.1	36.0	62.50	56.09	6.41	3.1	0.70	5	7.5	1.00	1.60	121	4.8	44	325
Wetteren	19.1		11:52	19.96	7.85	1180	104	1.46	15.8	35.0	62.41	56.82	5.59	2.5	0.82	5.6	7.6	1.00	1.55	118	7.9	33	335
Melle	20.1		12:19	20.35	7.90	1180	103	3.44	37.5	32.0	65.32	58.64	6.68	1.8	0.82	6.3	8.1	0.99	1.46	109	11.7	46	341
Bovenssch			08:00	20.70	7.90	1140	94	3.60	35.6	15.0	63.46	56.98	6.48	1.8	1.00	6	7.2	0.97	1.24	118	12.3		
Durme			09:00	18.80	8.35	1460	211	7.30	77.1	24.0	49.11	39.72	9.39	6.1	0.30	0.22	4.5	0.40	1.28	123	1.2		
Dender			09:45	18.50	8.20	1440	156	4.27	45.5	24.0	55.24	48.17	7.07	0.1	0.07	10.5	13	2.30	2.70	145	14.8		
Rupel			10:50	17.40	7.45	1580	309	0.49	4.9	32.0	72.57	64.05	8.52	0.1	0.06	6	7.6	0.38	1.05	89	8.6		

Tabel 9: Data van de maand augustus 1996

Lokatie	Code	Datum	Tijd	Temp (°C)	pH	Sp cond (µS/cm)	Salin Cl (mg/l)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	BZV (mg/l)	DTC	DIC	DOC	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₂ ⁻ -N (mg/l)	NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	Kjeld-N (mg/l)	PO ₄ ³⁻ -P (mg/l)	tot-P (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	SiO ₂ (mg/l)	Turb (NTU)	Eh (mV)
Boei 89	10.1	13/08/96	10:18	20.81	7.50	23400	8410	4.61	55.4	2.5				3.1	0.12	0.18	<0.30	0.25	0.26	1180	1.58	25	290
Boei 92	11.1		10:51	20.69	7.46	20800	7220	3.14	37.5	3.0				3.6	0.12	0.14	<0.30	0.24	0.24	1050	1.55	14	380
Boei 105	12.1		11:20	20.56	7.41	13800	4510	1.37	15.9	2.5				4.1	0.10	0.2	0.41	0.27	0.34	657	1.06	18	371
A'pen	13.1		11:51	20.71	7.45	7310	2340	0.79	8.9	7.0				4.1	0.04	0.12	1.28	0.34	0.56	341	0.96	18	366
Kruikeke	13.2		12:22	20.69	7.53	4040	1060	0.50	5.7	12.0				3.3	0.14	0.69	2.44	0.41	0.71	184	2.34	25	343
Bazel	14.1		12:41	20.57	7.53	3280	830	0.22	2.4	15.5				2.7	0.27	1.4	3.04	0.48	0.83	154	3.53	43	278
Steendorp	14.2		12:57	20.60	7.53	2950	717	0.36	4.0	10.0				4.1	0.22	0.19	2.29	0.43	0.75	146	1.84	28	329
Temse	15.1		13:22	20.58	7.55	2580	589	0.21	2.4	9.5				5.2	0.04	0	1.99	0.39	1.24	143	1.15	111	325
StAmands	16.1		14:10	20.61	7.65	1600	257	0.53	5.9	8.5				6.8	0.14	0	1.88	0.58	1.00	128	0.89	46	341
Vlassenbr	16.2		15:01	20.59	7.65	1130	122	0.57	6.4	13.0				6.2	0.26	1.1	2.89	0.90	1.28	113	1.75	31	315
Vlassenbr	16.2	14/08/96	09:30	20.31	7.54	1077	110	0.27	3.0	21.0				5.1	0.42	1.85	4.65	0.84	1.58	116	2.75	89	237
Denderm	17.1		09:49	20.42	7.56	1054	101	0.23	2.5	20.0				4.5	0.46	2.2	4.35	0.88	1.50	117	3.68	52	241
StOnolfs	17.2		10:19	20.47	7.55	1046	98	0.28	3.1	25.0				3.1	0.42	3.3	5.21	0.96	1.46	117	6.87	36	266
Appels	18.1		10:43	20.55	7.55	1052	101	0.22	2.4	25.0				3.0	0.25	3.3	5.4	1.03	1.73	110	7.94	18	269
Uitbergen	19.1		11:41	20.79	7.57	1004	93	0.42	4.6	29.0				2.8	0.13	2.5	5.63	1.06	1.80	101	6.83	36	279
Wetteren	20.1		12:24	20.61	7.53	983	91	1.15	12.7	26.0				2.0	0.09	3.3	6.34	1.15	1.69	99	6.32	3	283
Melle			13:02	21.03	7.52	961	87	1.91	21.3	24.0				3.2	0.22	2.9	5.51	0.99	1.35	97	6.11	3	292
Bovenssch			08:01	20.50	7.45		100	1.55	17.4	23.0				4.6	0.14	2.8	4.88	1.04	1.43	106	8.10		
Durme			16:00	19.90	7.35		171	0.87	9.6	40.0				0.0	0.00	13.5	17.9	2.33	3.79	62	12.80		
Dender			09:08	20.40	8.50		157	1.95	20.4	54.0				0.1	0.38	7.55	12.5	1.74	2.70	98	6.61		
Rupel			10:10	19.60	7.35		522	2.47	27.7	36.0				0.3	0.06	5.4	8.4	0.87	2.40	116	6.80		

Tabel 10: Data van de maand september 1996

Lokatie	Code	Datum	Tijd	Temp (°C)	pH	Sp cond (µS/cm)	Salin Cl (mg/l)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	BZV (mg/l)	DTC	DIC	DOC	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₂ ⁻ -N (mg/l)	NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	Kjeld-N (mg/l)	PO ₄ ³⁻ -P (mg/l)	tot-P (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	SiO ₂ (mg/l)	Turb (NTU)	Eh
Boei 89	9.1	03/09/96	10:27	19.36	7.60	20100	6760	3.39	39.2	3.5	35.18	30.31	4.87	3.1	0.10	0.17	0.52	0.26	0.30	991	2.1	18	359
Boei 92	10.1		11:08	19.54	7.45	16200	5220	2.06	23.5	4.5	32.47	31.05	1.69	3.3	0.15	0.15	0.71	0.29	0.38	782	2.3	32	337
Boei 105	11.1		11:46	18.91	7.55	8640	2600	0.43	4.6	9.5	33.44	31.52	1.92	3.4	0.19	0.37	1.7	0.35	0.94	405	2.3	120	332
A'pen	12.1		12:28	17.92	7.85	3330	843	0.71	7.4	11.0	31.06	27.39	3.67	3.3	0.22	0.95	3.3	0.31	0.64	155	3.0	66	310
Kruikeke	13.1		13:01	17.08	7.55	928	144	0.56	5.8	10.0	29.24	25.27	3.97	3.4	0.25	1.7	3	0.31	0.49	76	6.0	33	428
Bazel	13.2		13:28	16.75	7.40	728	93	0.49	5.0	16.0	28.11	24.84	3.27	3.6	0.27	2	3.4	0.32	0.94	71	7.4	127	357
Steendorp	14.1		13:54	16.55	7.35	686	76	0.46	4.6	16.0	29.87	24.88	4.99	3.6	0.32	2.35	3.7	0.35	1.05	68	8.3	156	408
Temse	14.2		14:22	16.62	7.30	680	68	0.49	5.0	19.0	31.41	26.70	4.71	3.9	0.30	2.6	4.05	0.43	1.24	69	8.4	130	412
StAmands	15.1																						
Vlassenbr	16.1	04/09/96	09:57	16.60	7.40	660	54	0.44	4.4	19.0	36.11	29.34	6.77	3.9	0.45	3.1	4.9	0.56	0.94	71	8.4	55	291
Denderm	16.2		10:17	16.62	7.40	658	54	0.46	4.6	14.0	35.49	29.32	6.17	3.9	0.50	3	4.3	0.59	1.09	71	8.1	82	287
StOnolfs	17.1		10:33	16.64	7.35	655	52	0.45	4.5	18.0	35.47	29.63	5.84	3.8	0.55	3	3.45	0.62	1.12	72	8.3	100	264
Appels	17.2		10:53	16.64	7.35	660	53	0.47	4.7	16.0	36.37	30.12	6.25	3.9	0.56	3	3.5	0.65	1.12	72	8.6	85	266
Uitbergen	18.1		11:27	16.57	7.40	637	47	1.26	12.7	11.0	37.45	31.12	6.33	3.8	0.48	3	3.9	0.65	0.82	71	9.1	91	286
Wetteren	19.1		12:00	16.58	7.40	626	44	2.29	23.0	13.0	37.47	30.80	6.67	3.8	0.40	2.9	3.9	0.60	1.01	69	9.5	71	295
Melle	20.1		12:25	16.57	7.40	605	41	3.58	36.0	10.0	36.50	30.49	6.01	3.8	0.35	2.65	4.1	0.57	0.94	66	9.7	73	300
Bovenssch			0:34	15.80	7.30	572	37	3.45	34.2	3.5	35.37	29.74	5.63	4.0	0.32	2.3	2.9	0.47	0.53	61	9.7		
Durme			08:56	15.70	7.45	813	81	0.94	9.3	21.0	43.40	34.98	8.42	2.3	0.26	4.3	5.5	0.48	1.84	88	9.4		
Dender			09:33	15.90	7.20	577	44	2.81	28.0	6.5	36.58	27.00	9.58	2.8	0.26	2.2	3.3	0.45	0.56	69	10.2		
Rupel			10:19	16.60	7.35	711	86	0.86	8.8	11.0	32.64	25.71	6.93	3.3	0.28	2.2	2.4	0.31	0.34	70	7.8		

Tabel 11: Data van de maand oktober 1996

Lokatie	Code	Datum	Tijd	Temp (°C)	pH	Sp cond (µS/cm)	Salin Cl (mg/l)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	BZV (mg/l)	DTC (mg/l)	DIC (mg/l)	DOC (mg/l)	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₂ ⁻ -N (mg/l)	NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	Kjeld-N (mg/l)	PO ₄ ³⁻ -P (mg/l)	tot-P (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	SiO ₂ (mg/l)	Turb (NTU)	Eh
Boei 87	9.1	09/10/96	11:01	15.54	7.60	20609	12	6940	4.96	53.8	2.5	53.18	42.79	10.4	3.3	0.06	0.15	0.68	0.25	0.26	992	4.1	9.4
Boei 92	10.1		11:31	15.57	7.50	18472	11	6100	3.95	42.6	2.5	51.47	43.47	8.00	3.6	0.10	0.18	0.71	0.24	0.26	889	4.6	12.8
Boei 105	11.1		11:55	15.46	7.40	13907	8	4300	2.05	21.6	4.0	53.09	45.19	7.90	3.8	0.19	0.33	0.94	0.27	0.30	676	6.1	67.1
A'pen	12.1		12:23	15.14	7.40	6995	3.9	2120	0.55	5.6	7.0	55.72	47.99	7.73	3.5	0.26	1.1	2	0.34	0.49	366	8.1	28.9
Kruikeke	13.1		12:47	14.97	7.50	2906	1.6	727	0.51	5.1	12.0	58.90	50.97	7.93	2.6	0.25	2.45	3.5	0.34	0.60	168	9.6	46.2
Bazel	13.2		13:09	14.87	7.50	2323	1.2	516	0.44	4.3	14.0	58.97	51.84	7.13	2.3	0.25	2.8	3.8	0.34	0.71	135	10.1	34.8
Steendorp	14.1		13:28	14.64	7.50	1752	0.9	346	0.48	4.7	13.0	61.94	54.14	7.80	1.9	0.32	3.25	4.3	0.36	0.56	114	10.8	23.3
Temse	14.2		13:56	14.23	7.50	1482	0.8	262	0.21	2.1	18.0	64.37	56.19	8.18	2.2	0.42	3.4	4.8	0.42	0.86	109	11.5	63.1
StAmands	15.1		14:40	14.33	7.50	1257	0.7	160	0.45	4.5	15.0	76.61	61.00	15.6	4.5	0.26	2.4	3.7	0.57	1.05	123	11.3	69.3
Vlassenbr	16.1	08/10/96	09:19	14.54	7.70	1209	0.6	114	0.66	6.5	20.0	97.90	73.15	24.8	1.4	0.23	4.9	6.6	0.98	1.57	138	12.4	61.1
Denderm	16.2		09:45	14.47	7.60	1209	0.6	113	0.77	7.6	21.0	98.62	74.26	24.4	1.4	0.22	5.1	6.9	1.04	1.76	136	12.5	74.6
StOnolfs	17.1		10:10	14.57	7.65	1178	0.6	107	0.72	7.1	13.0	98.56	74.47	24.1	1.1	0.16	5.7	7.4	1.02	1.61	136	12.9	71.6
Appels	17.2		10:38	14.88	7.65	1153	0.6	101	0.76	7.6	9.0	99.50	75.47	24.0	1.1	0.17	5.95	7.4	1.00	1.50	139	13.0	53
Uitbergen	18.1		11:31	15.14	7.60	1165	0.6	103	0.64	6.4	12.0	101.5	76.77	24.7	0.6	0.13	6.6	8.1	1.16	1.76	133	13.9	48.9
Wetteren	19.1		12:13	15.21	7.55	1127	0.6	101	1.07	10.7	8.5	99.33	74.40	24.9	0.4	0.18	6.4	7.6	1.12	1.57	125	13.6	33
Melle	20.1		12:45	15.39	7.60	1081	0.6	101	1.99	20.0	9.5	96.48	72.32	24.2	0.8	0.33	6.3	7.7	1.00	1.42	121	13.7	23.6
Bovenssch				16.70	7.60			101	1.24	12.8	3.5	98.95	75.35	23.6	1.0	0.73	5.6	6.6	1.01	1.20	128	14.1	
Durme												122.3	90.18	32.1									
Dender				14.30	7.60			131	1.28	12.4	7.0	112.7	84.92	27.8	1.0	0.17	8.3	9.5	1.45	1.72	117	13.3	
Rupel				12.70	7.35			225	0.34	3.3	21.0	81.08	56.03	25.1	0.2	0.60	6	7.5	0.52	0.82	96	15.2	

Tabel 12: Data van de maand november 1996

Lokatie	Code	Datum	Tijd	Temp (°C)	pH	Sp cond (µS/cm)	Salin Cl (ppt)	(mg/l)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	BZV (mg/l)	DTC (mg/l)	DIC (mg/l)	DOC (mg/l)	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₂ ⁻ -N (mg/l)	NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	Kjeld-N (mg/l)	PO ₄ ³⁻ -P (mg/l)	tot-P (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	SiO ₂ (mg/l)	Turb (NTU)	Eh
Boei 87	9.1	06/11/96	10:37	13.07	7.90	24971	15	8320	8.52	88.6	2.5	53.60	39.08	14.5	3.1	0.06	0.14	0.71	0.23	0.37	1210	4.4	43.4	
Boei 92	10.1		11:09	13.49	7.85	22167	13	7190	7.94	82.3	2.0	54.90	40.26	14.6	3.4	0.09	0.11	0.75	0.23	0.37	1105	5.1	33.2	
Boei 105	11.1		11:33	13.13	7.65	16213	9.5	5130	6.24	62.7	4.5	59.73	43.27	16.5	4.0	0.19	0.22	0.97	0.24	0.37	841	7.0	19	
A'pen	12.1		12:08	12.69	7.55	10491	6	3220	3.76	36.6	6.5	66.23	45.96	20.3	4.2	0.33	0.66	1.6	0.28	0.45	570	9.2	18.7	
Kruikeke	13.1		12:31	12.44	7.50	4751	2.6	1235	1.24	11.8	13.0	65.39	48.40	17.0	3.9	0.31	1.65	3	0.29	0.60	273	11.6	36.2	
Bazel	13.2		12:53	12.29	7.50	3140	1.7	770	1.62	15.2	16.5	66.65	49.06	17.6	3.5	0.31	2.4	3.7	0.31	0.56	197	12.3	35.9	
Steendorp	14.1		13:09	12.16	7.55	2134	1.1	444	1.41	13.2	19.5	67.85	50.40	17.5	2.9	0.27	3.15	4.8	0.31	0.75	144	13.0	64.2	
Temse	14.2		13:42	11.95	7.50	1633	0.9	300	0.95	8.8	21.5	69.24	50.25	19.0	2.5	0.38	3.6	5.25	0.33	0.75	121	13.0	39.7	
StAmands	15.1		14:26	11.75	7.60	1337	0.7	173	1.74	16.0	22.0	86.15	63.80	22.4	4.1	0.56	3.2	4.8	0.65	0.97	135	14.7	23.6	
Vlassenbr	16.1	07/11/96	09:19	11.92	7.70	1271	0.7	120	1.70	15.7	32.0	100.5	76.42	24.1	1.4	0.08	6.7	9.2	1.12	2.25	136	16.2	132	
Denderm	16.2		09:46	11.99	7.70	1265	0.7	118	1.83	17.0	32.0	101.9	76.30	25.6	1.2	0.08	6.8	9.45	1.18	2.25	141	16.7	162	
StOnolfs	17.1		10:07	12.16	7.70	1271	0.7	118	1.87	17.4	36.5	100.6	75.51	25.1	1.0	0.09	6.9	9.8	1.19	2.40	141	16.9	136	
Appels	17.2		10:34	12.40	7.70	1268	0.7	118	1.54	14.4	26.0	101.8	75.68	26.1	0.7	0.07	7.25	9.7	1.25	2.02	141	17.2	99	
Uitbergen	18.1		11:14	13.26	7.70	1230	0.6	110	1.66	15.8	12.0	100.4	73.91	26.5	0.4	0.10	7.3	9.4	1.34	1.65	143	17.0	43.7	
Wetteren	19.1		11:57	12.81	7.70	1260	0.7	116	1.36	12.8	14.0	101.9	75.82	26.1	0.2	0.06	7.7	9.8	1.43	1.99	143	17.1	38.7	
Melle	20.1		12:25	12.90	7.65	1222	0.6	113	2.02	19.0	12.0	99.37	73.68	26.0	0.2	0.08	7.4	9.7	1.23	1.87	137	16.6	49.9	
Bovenssch			08:26	13.20	7.60	1257		116	1.26	12.1	13.0	107.9	77.53	30.4	0.1	0.02	7.6	9.9	1.46	1.87	142	17.5		
Durme			14:19	10.70	7.60	1234		135	2.77	25.3	45.0				1.7	0.30	8.1	11	0.89	1.61	110	15.9		
Dender			09:38	11.60	7.75	1155		96	4.65	43.5	6.5	109.4	81.96	27.4	0.3	0.05	6.5	8	1.27	1.54	109	15.5		
Rupel			10:35	11.30	7.40	1081		166	1.07	10.0	26.0				0.9	0.35	4.7	6.4	0.34	1.05	82	13.7		

Tabel 13: Data van de maand december 1996

Lokatie	Code	Datum	Tijd	Temp (°C)	pH	Sp cond (µS/cm)	Salin Cl (mg/l)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	BZV (mg/l)	DTC (mg/l)	DIC (mg/l)	DOC (mg/l)	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₂ ⁻ -N (mg/l)	NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	Kjeld-N (mg/l)	PO ₄ ³⁻ -P (mg/l)	tot-P (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	SiO ₂ (mg/l)	Turb (NTU)	Eh
Boei 87	9.1	11/12/96	10:47	7.00	7.45	8180	4.8	2430	4.86	40.6	7.0	60.37	43.07	17.3	5.3	0.12	1.6	1.7	0.20	0.41	416	9.9	33.1
Boei 92	10.1		11:21	6.55	7.40	4610	2.7	1260	4.06	33.1	6.5	60.47	43.62	16.9	5.6	0.09	2.25	2.9	0.20	0.34	234	10.9	17.4
Boei 105	11.1		11:45	6.25	7.40	1615	0.9	322	5.51	44.0	4.5	61.14	43.30	17.8	6.0	0.09	2.7	3.6	0.21	0.34	112	11.7	13.4
A'pen	12.1		12:15	6.24	7.35	998	0.6	133	3.78	30.0	7.0	62.32	44.19	18.1	5.9	0.12	2.9	3.9	0.21	0.41	104	12.7	18.6
Kruikeke	13.1		12:39	6.08	7.35	932	0.5	110	3.22	25.5	10.0	64.10	45.73	18.4	5.8	0.15	3	4.2	0.22	0.64	108	12.8	84.3
Bazel	13.2		13:00	5.99	7.40	926	0.5	104	3.43	27.1	10.0	65.02	46.59	18.4	6.1	0.15	3	4.2	0.23	0.64	103	12.9	80.3
Steendorp	14.1		13:16	5.92	7.45	908	0.5	88	3.82	30.1	10.0	69.18	50.02	19.2	7.0	0.17	2.8	4.2	0.27	0.71	105	12.7	65.8
Temse	14.2		13:42	5.96	7.50	897	0.5	74	4.28	33.8	13.0	72.18	53.22	19.0	7.3	0.19	2.6	4.3	0.31	0.97	109	12.8	102
StAmands	15.1		14:22	6.32	7.60	958	0.5	74	5.76	45.9	10.0	79.09	58.55	20.5	7.7	0.26	2.9	4.35	0.40	0.79	119	13.7	158
Vlassenbr	16.1	10/12/96	09:29	6.81	7.50	954	0.5	73	5.98	48.2	11.0	82.38	60.20	22.2	7.6	0.29	2.8	4.2	0.40	0.90	120	13.6	63.1
Denderm	16.2		09:54	6.79	7.50	962	0.5	74	6.15	49.6	13.0	82.44	60.55	21.9	7.8	0.30	2.9	4.35	0.41	0.82	123	13.6	49.1
StOnolfs	17.1		10:17	6.78	7.45	974	0.6	76	6.12	49.3	11.0	81.91	59.97	21.9	8.2	0.32	3	4.7	0.46	0.86	125	13.6	36.3
Appels	17.2		10:46	7.24	7.45	979	0.6	76	5.36	43.7	13.0	83.09	60.93	22.2	7.6	0.33	3.3	4.8	0.48	0.75	128	14.0	23.7
Uitbergen	18.1		11:40	7.07	7.40	979	0.6	75	5.91	48.0	8.5	81.45	59.51	21.9	8.3	0.32	3.8	4.9	0.53	0.75	131	14.3	17.3
Wetteren	19.1		12:22	6.96	7.45	986	0.6	76	6.77	54.8	9.0	81.08	59.01	22.1	7.0	0.35	4.1	5.25	0.56	0.79	135	14.1	9.7
Melle	20.1		12:58	7.08	7.40	966	0.5	72	7.23	58.7	8.5	82.15	60.40	21.8	6.0	0.34	4	5.1	0.53	0.75	131	14.3	19.8
Bovensh			08:30	6.50	7.40	969		72	5.19	42.1	11.0	82.76	61.11	21.7	6.2	6.20	3	4.8	0.51	0.75	126	14.2	
Durme			11:05	4.60	7.55	1000		80	4.93	38.5	16.0	84.53	62.10	22.4	6.1	6.10	3.7	5.4	0.36	0.79	124	14.3	
Dender			09:34	5.60	7.60	980		75	8.90	71.2	8.5	83.77	63.74	20.0	6.6	6.60	2.5	3.6	0.38	0.49	117	13.2	
Rupel			10:19	5.10	7.35	1050		159	5.33	41.2	17.0	60.94	43.37	17.6	3.2	3.20	4.1	5.5	0.27	0.79	99	15.4	

Tabel 14: Data van de maand januari 1997

[illegible]

Tabel 15: Data van de maand februari 1997

Lokatie	Code	Datum	Tijd	Temp (°C)	pH	Sp cond (µS/cm)	Salin Cl (mg/l)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	BZV (mg/l)	DTC	DIC	DOC	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₂ ⁻ -N (mg/l)	NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	Kjeld-N (mg/l)	PO ₄ ³⁻ -P (mg/l)	tot-P (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	SiO ₂ (mg/l)	Turb (NTU)	Eh
Boei 89	9.1	12/02/97	10:27	4.91	7.60	19585	12	6250	9.17	76.4	8.0	122	88	33.90	3.8	0.10	1.9	2.0	0.16	0.68	936	8.1	198
Boei 92	10.1	12/02/97	11:04	5.57	7.55	14344	8.3	4370	7.75	64.3	16.0	119	102	16.80	3.8	0.07	3.1	3.1	0.16	0.64	681	9.9	124
Boei 105	11.1	12/02/97	11:35	5.17	7.50	8517	4.8	2400	5.31	42.5	22.0	136	116	20.20	3.4	0.04	4.9	4.9	0.17	0.71	413	11.9	153
A'pen	12.1	12/02/97	12:16	5.44	7.50	2777	1.5	628	2.64	20.8	18.0	153	132	20.90	2.9	0.03	6.3	6.8	0.19	0.75	168	13.9	128
Kruikeke	13.1	12/02/97	12:49	5.92	7.50	1311	0.7	190	1.70	13.5	18.0	158	136	21.30	3.2	0.03	6.5	7.4	0.19	0.86	111	14.4	107
Bazel	13.2	12/02/97	13:21	6.20	7.50	1192	0.6	152	1.52	12.2	12.0	160	139	21.40	3.3	0.05	6.6	7.1	0.21	0.64	110	14.5	174
Steendorp	14.1	12/02/97	13:43	6.30	7.55	1175	0.6	130	2.00	16.0	17.0	183	160	23.70	3.6	0.05	6.8	7.7	0.31	0.98	120	14.6	201
Temse	14.2	12/02/97	14:20	6.44	7.55	1184	0.6	113	2.89	23.2	40.0	192	171	21.50	4.1	0.06	7.7	9.8	0.44	2.18	128	14.6	347
StAmands	15.1	12/02/97	15:13	6.71	7.60	1124	0.6	99	5.06	40.9	35.0	195	172	23.50	4.5	0.15	6.8	8.2	0.63	1.58	126	14.1	205
Vlassenbr	16.1	13/02/97	09:32	7.16	7.75	1086	0.6	92	5.57	45.6	19.0	195	174	21.00	4.6	0.19	6.4	7.4	0.60	0.86	123	14.0	72.1
Denderm	16.2	13/02/97	09:56	7.27	7.70	1089	0.6	94	5.48	44.9	18.0	193	175	18.15	4.7	0.20	6.5	6.5	0.63	0.75	125	14.0	52.0
StOnolfs	17.1	13/02/97	10:14	7.46	7.65	1106	0.6	95	5.41	44.6	15.0	179	158	21.64	5.0	0.22	7.3	7.9	0.73	0.98	126	14.4	40.9
Appels	17.2	13/02/97	10:33	7.60	7.65	1113	0.6	95	5.49	45.4	13.0	208	191	16.97	5.1	0.24	8.1	8.8	0.78	0.98	128	14.4	32.3
Uitbergen	18.1	13/02/97	11:17	8.59	7.60	1098	0.6	96	4.91	41.6	10.0	192	173	18.54	5.1	0.30	7.3	8.2	0.81	1.05	129	13.5	32.6
Wetteren	19.1	13/02/97	12:01	8.42	7.60	1087	0.6	94	5.15	43.4	11.0	165	140	24.97	6.0	0.27	6.1	6.2	0.81	0.90	123	13.1	34.4
Melle	20.1	13/02/97	12:33	8.79	7.65	1087	0.6	94	5.25	44.7	13.0	172	150	22.25	6.4	0.28	5.8	6.1	0.78	0.94	125	12.7	30.9
Bovensh		12/02/97	12:05	8.20	7.55	1135	0.6	92	4.38	39.4	10.0	193	168	25.33	4.1	0.23	8.6	9.6	0.74	1.05	137	14.7	
Durme		12/02/97	10:30	6.40	7.55	1180	0.6	118	2.85	23.5	30.0	145	126	19.14	3.8	0.05	7.9	9.0	0.37	1.39	127	14.4	
Dender		12/02/97	11:15	6.50	7.65	990	0.5	79	8.70	72.0	12.0	148	128	19.75	4.3	0.15	3.8	5.3	0.39	0.83	106	12.1	
Rupel		12/02/97	09:40	6.60	7.45	1190	0.6	162	2.00	16.5	18.0	124	106	18.87	3.3	0.06	6.1	6.1	0.20	0.53	111	14.3	

Tabel 16: Data van de maand maart 1997

Lokatie	Code	Datum	Tijd	Temp (°C)	pH	Sp cond (µS/cm)	Salin Cl (ppt)	(mg/l)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	BZV (mg/l)	DTC (mg/l)	DIC (mg/l)	DOC (mg/l)	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₂ ⁻ -N (mg/l)	NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	Kjeld-N (mg/l)	PO ₄ ³⁻ -P (mg/l)	tot-P (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	SiO ₂ (mg/l)	Turb (NTU)	Eh
Boei 87	9.1	05/03/97	10:39	9.21	7.65	11530	7.5	3580	7.10	63.6	6.0	55.05	50.81	4.2	5.3	0.19	1.95	2.55	0.16	0.23	608	10.0	26.5	
Boei 92	10.1	05/03/97	11:11	10.03	7.60	9440	6	2776	6.28	56.8	4.0	56.65	52.45	4.2	5.6	0.16	2.20	3.10	0.16	0.23	499	10.7	19.3	
Boei 105	11.1	05/03/97	11:34	9.22	7.55	5850	3.6	1584	4.92	43.0	6.5	58.18	53.95	4.2	5.7	0.11	2.80	3.60	0.15	0.30	324	11.5	39.7	
A'pen	12.1	05/03/97	12:03	9.11	7.50	4280	2.6	1105	4.31	37.3	10.5	58.84	54.60	4.2	5.7	0.08	3.00	4.05	0.15	0.45	255	11.9	56.4	
Kruikebe	13.1	05/03/97	12:26	9.23	7.50	1585	0.9	288	3.07	26.4	10.0	59.85	55.94	3.9	5.7	0.09	3.35	4.60	0.18	0.41	136	12.7	47.5	
Bazel	13.2	05/03/97	12:48	9.31	7.50	1190	0.7	175	2.94	25.3	7.5	60.64	57.05	3.6	5.5	0.11	3.40	4.60	0.19	0.30	116	12.6	24.5	
Steendorp	14.1	05/03/97	13:04	9.43	7.50	1040	0.6	130	2.61	22.5	7.5	61.49	57.37	4.1	5.3	0.14	3.55	4.70	0.21	0.34	111	13.0	8	
Temse	14.2	05/03/97	13:35	9.61	7.50	1013	0.6	117	2.62	22.6	6.5	62.35	59.53	2.8	5.1	0.17	3.70	5.00	0.26	0.34	112	13.2	10.8	
StAmands	15.1	05/03/97	14:17	9.69	7.70	994	0.6	79	4.85	42.0	7.0	75.35	73.20	2.2	6.1	0.20	3.80	5.10	0.42	0.49	123	13.0	11.8	
Vlassenbr	16.1	06/03/97	09:57	10.10	7.60	985	0.6	76	5.63	49.2	9.5	76.07	74.11	2.0	5.6	0.24	3.85	5.50	0.56	0.90	124	126.0	36.4	
Denderm	16.2	06/03/97	10:18	10.17	7.60	992	0.6	76	5.39	47.2	8.0	77.28	74.25	3.0	5.7	0.25	4.00	5.70	0.57	0.79	123	12.8	33	
StOnolfs	17.1	06/03/97	10:37	10.26	7.60	1000	0.6	79	5.21	45.7	7.5	76.81	73.97	2.8	5.8	0.27	4.20	6.00	0.60	0.83	126	12.9	27.8	
Appels	17.2	06/03/97	11:01	10.41	7.60	1017	0.6	80	4.77	41.9	7.5	77.26	74.91	2.4	5.7	0.30	4.50	6.20	0.63	0.79	129	13.0	23.6	
Uitbergen	18.1	06/03/97	11:43	10.81	7.60	1005	0.6	77	5.34	47.5	7.0	77.30	74.65	2.7	5.4	0.28	4.70	6.30	0.63	0.71	126	19.1	13.9	
Wetteren	19.1	06/03/97	12:21	10.84	7.60	948	0.6	69	5.22	46.4	6.5	73.84	71.22	2.6	5.2	0.26	4.10	5.55	0.55	0.71	123	12.9	18.7	
Melle	20.1	06/03/97	12:52	10.63	7.60	990	0.6	76	5.43	48.0	7.0	75.80	73.80	2.0	5.0	0.34	4.85	6.60	0.64	0.86	123	13.0	11.3	
Bovenssch		05/03/97	08:15	10.70	7.55	939		65	5.44	48.8	6.5	73.14	71.32	1.8	5.2	0.23	3.75	5.40	0.49	0.71	125	12.9		
Durme		05/03/97	10:45	10.10	7.65	986		76	3.63	32.2	10.0	75.23	73.09	2.1	5.9	0.21	3.95	5.40	0.46	0.64	121	13.0		
Dender		05/03/97	09:15	9.50	7.60	936		71	8.64	75.1	6.5	74.53	72.95	1.6	5.5	0.16	2.50	3.80	0.32	0.49	107	11.5		
Rupel		05/03/97	10:05	10.00	7.30	1085		174	2.05	18.8	14.5	53.63	47.96	5.7	2.9	0.23	4.40	6.20	0.25	0.56	95	13.8		

Tabel 17: Data van de maand april 1997

Lokatie	Code	Datum	Tijd	Temp (°C)	pH	Sp cond (μS/cm)	Salin Cl (ppt)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	BZV (mg/l)	DTC (mg/l)	DIC (mg/l)	DOC (mg/l)	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₂ ⁻ -N (mg/l)	NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	Kjeld-N (mg/l)	PO ₄ ³⁻ -P (mg/l)	tot-P (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	SiO ₂ (mg/l)	Turb (NTU)	Eh (mV)
Boei 87	9.1	02/04/97	10:45	11.16	7.65	16160	11	5250	7.00	66.9	3.5	50.81	47.31	3.5	6.0	0.09	0.19	0.83	0.17	0.23	786	9.1	20.7
Boei 92	10.1	02/04/97	11:07	11.80	7.55	14720	9.1	4636	5.70	55.0	3.0	50.89	47.80	3.1	6.3	0.11	0.23	0.86	0.18	0.34	704	9.5	50.9
Boei 105	11.1	02/04/97	11:32	11.82	7.50	11500	6.9	3637	3.73	35.4	3.0	51.69	48.92	2.8	6.4	0.22	0.53	1.05	0.19	0.30	540	10.6	20.5
A'pen	12.1	02/04/97	12:04	11.50	7.45	8520	5.1	2525	2.23	20.8	6.0	54.89	52.25	2.6	6.2	0.25	1.20	1.80	0.19	0.26	400	11.3	21.7
Kruibeke	13.1	02/04/97	12:30	11.06	7.50	3380	2.1	834	1.32	11.9	7.0	61.97	59.98	2.0	4.6	0.14	3.50	4.30	0.19	0.23	186	13.2	11.1
Bazel	13.2	02/04/97	12:55	11.16	7.55	2260	1.3	484	1.20	10.8	7.0	63.98	62.40	1.6	4.0	0.13	4.00	4.95	0.20	0.26	138	13.3	9.2
Steendorp	14.1	02/04/97	13:15	11.30	7.55	1580	0.9	285	1.08	9.8	10.0	64.38	63.61	0.8	3.5	0.18	4.50	5.60	0.24	0.30	110	13.8	9.3
Temse	14.2	02/04/97	13:48	11.31	7.55	1290	0.7	198	0.50	4.5	10.0	66.23	65.74	0.5	3.1	0.31	4.80	5.70	0.37	0.45	108	13.5	19.5
StAmands	15.1	02/04/97	14:33	11.57	7.60	1140	0.6	115	1.03	9.3	18.0	78.73	79.82	0.0	4.2	0.19	4.70	5.85	0.41	0.49	126	13.7	42.1
Vlassenbr	16.1	03/04/97	09:14	12.34	7.65	1110	0.6	91	3.93	36.1	29.0	84.32	85.42	0.0	3.3	0.27	6.10	8.10	0.82	1.20	133	14.0	49.4
Denderm	16.2	03/04/97	09:37	12.43	7.70	1120	0.6	92	3.29	30.3	26.0	83.18	84.85	0.0	3.3	0.30	6.30	7.35	0.84	1.13	135	14.1	45.0
StOnolfs	17.1	03/04/97	10:00	12.55	7.65	1130	0.6	95	2.96	27.4	19.0	84.30	85.81	0.0	3.1	0.34	6.30	8.00	0.87	1.16	136	14.2	41.3
Appels	17.2	03/04/97	10:21	12.65	7.65	1140	0.6	95	2.78	25.8	18.0	84.51	86.30	0.0	2.9	0.37	6.30	7.80	0.90	1.16	126	14.3	32.0
Uitbergen	18.1	03/04/97	11:02	12.79	7.65	1150	0.7	100	2.92	27.1	12.0	86.33	87.33	0.0	2.6	0.54	6.40	7.90	0.93	1.13	137	14.7	20.4
Wetteren	19.1	03/04/97	11:55	12.97	7.65	1170	0.7	100	3.55	33.1	12.0	86.25	88.06	0.0	2.5	0.62	7.00	8.40	0.95	1.20	139	14.7	21.9
Melle	20.1	03/04/97	12:23	12.90	7.65	1170	0.7	101	3.62	36.9	13.0	86.63	88.33	0.0	2.1	0.59	7.60	9.70	1.00	1.35	136	14.7	27.9
Bovenssch		02/04/97	08:00		7.65	1180		102	1.65	15.5	10.0	86.72	87.75	0.0	2.6	0.72	7.10	9.00	0.89	1.13	138	14.5	
Durme		02/04/97	08:30		7.65	1080		90	4.11	37.1	10.0	76.45	77.05	0.0	2.2	0.17	5.10	7.00	0.72	0.90	112	12.6	
Dender		02/04/97	09:15		7.40	1300		224	4.90	11.3	12.0	89.82	86.23	3.6	2.5	0.30	4.80	6.10	0.73	0.94	94	14.1	
Rupel		02/04/97	10:10		7.60	1140		116	1.08	9.5	18.0	58.50	55.84	2.7	4.1	0.19	4.60	5.85	0.39	0.53	121	13.4	

Tabel 18: Data van de maand mei 1997

Lokatie	Code	Datum	Tijd	Temp (°C)	pH	Sp cond (µS/cm)	Salin Cl (ppt)	(mg/l)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	BZV (mg/l)	DTC (mg/l)	DIC (mg/l)	DOC (mg/l)	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₂ ⁻ -N (mg/l)	NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	Kjeld-N (mg/l)	PO ₄ ³⁻ -P (mg/l)	tot-P (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	SiO ₂ (mg/l)	Turb (NTU)	Eh (mV)
Boei 87	9.1	28/05/97	10:43	16.02	7.75	20800	10.1	7030	6.14	65.8	3.5	46.40	45.73	0.7	4.1	0.17	0.13	0.79	0.19	0.23	1013	3.0	0	205
Boei 92	10.1	28/05/97	11:20	16.62	7.60	17240	9.6	5620	4.23	47.7	2.5	49.33	47.39	1.9	4.5	0.23	0.14	1.2	0.19	0.30	845	4.0	27.9	210
Boei 105	11.1	28/05/97	11:50	16.66	7.45	12390	7.2	3910	1.60	17.0	6.5	52.65	50.99	1.7	4.8	0.32	0.33	1.2	0.19	0.45	605	5.2	38	205
A'pen	12.1	28/05/97	12:33	16.70	7.60	6180	3.5	1760	0.37	3.9	11.0	54.53	54.99	0.0	3.8	0.32	1.7	2.7	0.20	0.45	299	5.4	57.3	208
Kruikeke	13.1	28/05/97	13:08	16.84	7.70	2080	1.1	447	0.00	0.0	24.0	57.17	57.94	0.0	2.6	0.20	3.2	4.9	0.21	0.75	124	6.6	73.2	257
Bazel	13.2	28/05/97	13:34	16.85	7.70	1369	0.8	241	0.00	0.0	21.0	57.12	58.41	0.0	2.2	0.22	3.8	5.7	0.21	0.75	107	7.5	72.7	243
Steendorp	14.1	28/05/97	13:59	16.93	7.65	1095	0.6	156	0.00	0.0	21.0	58.55	59.88	0.0	1.8	0.38	4.3	6.15	0.25	0.56	95	8.8	133	225
Temse	14.2	28/05/97	14:37	17.28	7.60	1039	0.6	125	0.00	0.0	23.0	64.29	64.42	0.0	2.1	0.32	4.7	6.3	0.33	0.79	97	8.9	54.1	230
StAmands	15.1	28/05/97	15:23	17.98	7.60	1010	0.5	100	0.00	0.0	28.0	67.16	70.51	0.0	2.5	0.27	5	6.6	0.52	1.13	104	8.9	95.1	230
Vlassenbr	16.1	02/06/97	09:38	17.90	7.80				0.54	5.5														
Denderm	16.2	02/06/97	09:59	18.20	7.75				0.61	6.1														
StOnolfs	17.1	02/06/97	10:15	18.50	7.78				0.77	7.8														
Appels	17.2	02/06/97	10:42	18.50	7.74				0.80	8.1														
Uitbergen	18.1	02/06/97	11:20	18.80	7.81				1.42	14.9														
Wetteren	19.1	02/06/97	12:00	19.40	7.82				2.72	28.9														
Melle	20.1	02/06/97	12:33	19.90	7.81				2.98	30.5														
Bovenssch		28/05/97	08:00	17.80	7.60	1005		87	2.23	23.4	9.5	72.83	75.13	0.0	1.2	0.56	5.55	7.3	0.69	1.05	110	10.1		
Durme		28/05/97	08:30	15.50	7.75	1115		112	1.27	12.6	40.0	80.34	81.92	0.0	1.8	0.25	6.3	11.3	0.35	2.44	102	7.0		
Dender		28/05/97	09:15	16.70	7.65	1028		102	2.53	25.6	7.5	77.18	79.51	0.0	1.1	0.20	4.55	6.7	0.70	0.90	88	13.0		
Rupel		28/05/97	10:10	16.50	7.55	1155		176	1.04	9.8	17.0	56.58	57.47	0.0	1.8	0.34	4.2	5.85	0.24	0.49	98	9.0		

Tabel 19: Data van de maand juni 1997

Lokatie	Code	Datum	Tijd	Temp (°C)	pH	Sp cond (µS/cm)	Salin Cl (ppt)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	BZV (mg/l)	DTC (mg/l)	DIC (mg/l)	DOC (mg/l)	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₂ ⁻ -N (mg/l)	NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	Kjeld-N (mg/l)	PO ₄ ³⁻ -P (mg/l)	tot-P (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	SiO ₂ (mg/l)	Turb (NTU)	Eh (mV)
Boei 87	9.1	25/06/97	10:21	18.22	7.80	21500	7254	5.79	66.6	3.5				3.7	0.09	0.1	0.75	0.23	0.30	1050	2.2	39.1	345
Boei 92	10.1	25/06/97	10:58	18.92	7.70	17610	5747	4.19	47.8	3.5				4.2	0.11	0.1	0.86	0.22	0.38	852	2.7	63.1	320
Boei 105	11.1	25/06/97	11:27	19.11	7.55	12670	3927	1.82	20.5	4.5	29.44	22.31	7.1	4.6	0.14	0.13	1.05	0.22	0.56	607	3.3	82.1	318
A'pen	12.1	25/06/97	12:07	19.17	7.90	5550	1375	0.59	6.5	11.0	31.09	23.10	8.0	3.4	0.28	1.3	2.9	0.23	0.56	254	3.6	57.5	313
Kruibeke	13.1	25/06/97	12:41	19.13	7.90	2200	463	0.16	1.7	18.0	34.86	28.05	6.8	1.7	0.19	3.2	5.9	0.25	0.94	104	5.6	116	296
Bazel	13.2	25/06/97	13:14	18.90	7.85	1558	295	0.03	0.3	24.0	35.82	28.45	7.4	1.1	0.15	4.1	7	0.26	1.28	97	6.7	355	285
Steendorp	14.1	25/06/97	13:37	18.77	7.85	1315	221	0.15	1.6	22.0	39.87	32.48	7.4	1.3	0.19	4.5	6.8	0.33	0.98	99	7.4	238	275
Temse	14.2	25/06/97	14:18	19.13	7.95	1063	129	0.19	2.0	21.0	38.59	32.01	6.6	2.2	0.27	4.3	6.8	0.48	1.13	98	7.4	120	274
StAmands	15.1	25/06/97	15:04	19.38	7.75	957	86	0.22	2.3	24.0	39.75	33.92	5.8	2.1	0.40	5.05	7.2	0.78	1.54	102	10.2	168	268
Vlassenbr	16.1	26/06/97	09:33	19.04	7.75	964	85	0.23	2.4	23.0	62.30	55.00	7.3	1.8	0.43	5.6	7.4	0.86	1.58	106	11.1	167	250
Denderm	16.2	26/06/97	09:55	19.02	7.70	967	86	0.17	1.8	27.0	50.31	46.11	4.2	1.8	0.42	5.6	7.8	0.89	2.14	105	11.4	140	245
StOnolfs	17.1	26/06/97	10:19	18.92	7.65	969	86	0.16	1.7	23.0	54.76	51.38	3.4	1.5	0.38	5.9	7.7	0.98	1.84	103	11.7	137	235
Appels	17.2	26/06/97	10:45	18.80	7.65	966	86	0.17	1.8	17.0	55.35	51.21	4.1	1.2	0.32	6.1	7.6	1.02	1.84	103	11.9	91.6	245
Uitbergen	18.1	26/06/97	11:17	18.39	7.60	899	78	1.06	11.2	14.0	53.11	49.26	3.9	1.1	0.30	6	7.8	1.01	1.80	94	11.8	73.4	248
Wetteren	19.1	26/06/97	11:51	18.10	7.60	918	81	1.97	20.8	8.0	41.42	36.56	4.9	1.1	0.30	6.2	7.5	1.02	1.54	97	12.3	56.2	257
Melle	20.1	26/06/97	12:17	18.09	7.55	896	77	2.33	24.6	7.0				1.5	0.44	6.6	8.2	0.94	1.39	96	12.2	50.6	247
Bovenssch		25/06/97	08:00	18.00	7.55	947	87	1.00	10.6	7.5	44.36	41.42	2.9	1.2	0.40	6.85	8.25	0.97	1.31	103	10.9		
Durme		25/06/97	08:30	18.30	7.70	958	92	0.28	3.0	31.0	46.73	43.85	2.9	2.2	0.33	4.9	8.9	0.67	2.18	98	9.6		
Dender		25/06/97	09:15	18.00	7.55	1009	88	1.21	13.0	10.0	55.19	46.97	8.2	0.6	0.19	7.55	9	1.14	1.50	131	12.2		
Rupel		25/06/97	10:10	18.60	7.80	1529	284	1.04	11.5	19.0	37.85	34.79	3.1	1.0	0.19	4.5	6.75	0.26	0.64	111	7.4		

Tabel 20: Data van de maand juli 1997

Lokatie	Code	Datum	Tijd	Temp (°C)	pH	Sp cond (μS/cm)	Salin Cl (ppt)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	BZV (mg/l)	DTC (mg/l)	DIC (mg/l)	DOC (mg/l)	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₂ ⁻ -N (mg/l)	NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	Kjeld-N (mg/l)	PO ₄ ³⁻ -P (mg/l)	tot-P (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	SiO ₂ (mg/l)	Turb (NTU)	Eh (mV)
Boei 87	9.1	23/07/97	10:31	20.93	7.70	19670	6413	4.13	49.7	2.0	34.90	28.79	6.1	3.7	0.10	<0,08	0.83	0.23	0.38	920	3.6	16.1	266
Boei 92	10.1	23/07/97	11:07	21.39	7.65	14890	4635	2.94	35.0	2.0	23.50	16.47	7.0	3.9	0.12	<0,08	0.9	0.23	0.34	705	4.2	8.9	255
Boei 105	11.1	23/07/97	11:36	21.17	7.70	9250	2689	0.60	6.9	5.0	31.57	21.97	9.6	3.8	0.15	<0,08	1.6	0.21	0.56	436	3.6	12.8	254
A'pen	12.1	23/07/97	12:16	21.08	8.05	3470	865	0.35	4.0	11.0	29.99	23.70	6.3	3.2	0.21	0.49	2.8	0.20	0.56	170	4.2	18.9	245
Kruikebe	13.1	23/07/97	12:50	21.13	7.85	1502	292	0.58	6.5	12.0	32.91	25.96	7.0	3.1	0.30	0.96	3.7	0.20	0.83	95	5.7	14.7	248
Bazel	13.2	23/07/97	13:20	20.99	7.85	1190	200	0.45	5.0	12.0	43.33	38.64	4.7	3.1	0.35	1.1	4.2	0.22	1.01	91	6.5	72.9	244
Steendorp	14.1	23/07/97	13:45	21.24	7.95	847	74	0.65	7.3	13.0	36.88	30.20	6.7	3.8	0.39	1.7	4.5	0.43	0.86	92	8.5	22.7	251
Temse	14.2	23/07/97	14:22	21.64	7.90	834	68	0.57	6.4	18.0	48.50	45.49	3.0	3.6	0.41	1.8	4.7	0.54	1.01	90	8.5	149	253
StAmands	15.1	23/07/97	15:07	21.64	7.85	1048	149	0.50	5.7	10.0	52.73	49.82	2.9	3.6	0.39	1.1	3.7	0.27	0.71	87	6.7	75.5	255
Vlassenbr	16.1	24/07/97	09:38	21.64	7.95	921	97	0.19	2.2	17.0	42.84	39.33	3.5	4.2	0.50	0.67	4.65	0.35	1.61	90	6.8	72.9	250
Denderm	16.2	24/07/97	09:59	21.61	7.90	830	69	0.30	3.4	17.0	34.63	29.03	5.6	3.5	0.56	1.5	5	0.50	1.39	89	8.2	52.5	241
StOnolfs	17.1	24/07/97	10:15	21.57	7.65	822	65	0.23	2.8	20.0	50.49	46.76	3.7	3.7	0.46	1.9	5.4	0.58	1.73	92	9.5	57.6	233
Appels	17.2	24/07/97	10:42	21.68	7.75	823	65	0.61	7.0	12.0	40.72	35.42	5.3	3.4	0.52	2.3	5.4	0.63	1.05	90	9.4	11.7	243
Uitbergen	18.1	24/07/97	11:20	22.19	7.65	879	70	0.53	6.1	10.0	36.58	29.67	6.9	3.5	0.62	2.8	4.9	0.70	1.01	100	11.8	11.4	252
Wetteren	19.1	24/07/97	12:00	22.48	7.65	974	81	0.56	6.4	14.0	48.66	44.59	4.1	2.6	0.55	4	6.3	0.85	1.31	112	12.9	15.7	258
Melle	20.1	24/07/97	12:33	22.49	7.60	898	72	2.19	25.2	16.0	56.66	51.16	5.5	1.8	0.41	4.5	7	0.87	1.28	99	12.4	14.4	259
Bovenssch		23/07/97	08:00	22.40	7.60	799	56	2.05	22.3	10.0	40.22	37.80	2.4	2.6	0.38	3.3	5.7	0.66	1.01	89	10.3		
Durme		23/07/97	08:30	21.50	7.50	1003	128	0.71	7.9	8.0	33.04	28.04	5.0	3.9	0.30	1.45	4.4	0.40	1.24	90	8.6		
Dender		23/07/97	09:15	21.10	7.55	1166	202	0.50	9.0	11.0	48.96	44.51	4.5	2.6	0.34	2.1	4.3	0.26	0.64	83	9.3		
Rupel		23/07/97	10:10	20.90	7.55	700	54	1.63	18.2	8.0	29.63	24.67	5.0	2.6	0.42	2.8	5.9	0.53	0.90	73	11.3		

Tabel 21: Data van de maand augustus 1997

Lokatie	Code	Datum	Tijd	Temp (°C)	pH	Sp cond (µS/cm)	Salin Cl (ppt)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	BZV (mg/l)	DTC (mg/l)	DIC (mg/l)	DOC (mg/l)	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₂ ⁻ -N (mg/l)	NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	Kjeld-N (mg/l)	PO ₄ ³⁻ -P (mg/l)	tot-P (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	SiO ₂ (mg/l)	Turb (NTU)	Eh (mV)	
Boei 87	9.1	20/08/97	10:44	24.00	7.75	18920		7210	4.52	57.4	2	17.3	9.4	7.87	3.0	0.08	<0,08	0.6	0.24	0.34	1014	2.9	38.2	243
Boei 92	10.1	20/08/97	11:27	24.12	7.70	16460		6095	3.27	41.0	3.0	16.3	10.3	6.01	3.3	0.09	<0,08	0.71	0.23	0.34	875	3.3	18.7	256
Boei 105	11.1	20/08/97	12:08	24.05	7.65	10570		3580	1.14	13.9	3.5	16.4	11.7	4.74	3.7	0.10	<0,08	1	0.22	0.64	549	3.7	93.3	245
A'pen	12.1	20/08/97	12:47	24.47	7.85	4810		1394	0.45	5.0	7.5	24.9	18.5	6.32	3.7	0.19	<0,08	1.5	0.22	0.53	247	3.5	108	226
Kruikebeke	13.1	20/08/97	13:31	24.67	7.80	2700		672	0.27	3.2	12.0	34.9	28.1	6.81	3.2	0.32	0.19	2.2	0.24	0.71	144	4.3	109	247
Bazel	13.2	20/08/97	14:01	24.87	7.85	2310		547	0.70	8.3	14.0	32.8	27.5	5.31	3.0	0.32	0.24	2.6	0.22	0.56	125	3.9	22.1	254
Steendorp	14.1	20/08/97	14:23	24.93	8.00	1839		424	0.94	11.2	15.5	34.1	29.2	4.84	3.6	0.29	<0,08	2	0.27	0.45	117	4.2	32.7	254
Temse	14.2	20/08/97	14:58	24.93	8.00	1619		339	0.61	7.2	10.5	29.4	24.9	4.50	4.2	0.22	<0,08	3.1	0.33	1.35	111	3.2	196	255
StAmands	15.1	20/08/97	15:33	25.52	8.05	1120		157	0.80	9.6	11.0	38.3	32.9	5.39	5.4	0.14	<0,08	2.3	0.35	0.86	103	2.6	133.0	251
Vlassenbr	16.1	21/08/97	09:47	24.97	8.05	1244		200	0.86	10.2	9.5	53.9	50.4	3.49	5.2	0.18	<0,08	1.9	0.38	0.68	105	2.9	193	263
Denderm	16.2	21/08/97	10:11	25.07	8.10	1103		148	0.33	4.0	9.5	35.7	30.4	5.39	5.5	0.16	<0,08	2	0.43	0.83	102	2.9	200	247
StOnolfs	17.1	21/08/97	10:31	25.10	8.05	1018		114	0.38	4.5	11.5	40.2	36.5	3.75	5.6	0.17	<0,08	2.55	0.52	1.24	114	3.2	263	235
Appels	17.2	21/08/97	10:59	25.20	8.05	992		101	0.72	8.6	11.5	58.9	55.3	3.57	5.6	0.23	<0,08	2.25	0.60	1.09	101	3.1	210	237
Uitbergen	18.1	21/08/97	11:52	25.38	8.00	1026		97	1.10	13.2	10.5	61.2	61.5	0.00	5.8	0.11	<0,08	2.55	0.69	1.35	97	1.7	264	239
Wetteren	19.1	21/08/97	12:39	25.42	8.05	1045		99	2.14	25.7	10.5	64.8	66.9	0.00	5.9	0.21	<0,08	2.4	0.71	1.16	99	1.5	212	242
Melle	20.1	21/08/97	13:13	25.59	8.05	1040		99	3.48	41.8	12.5	48.0	44.6	3.42	5.6	0.46	<0,08	2.6	0.70	1.01	99	1.6	89.9	250
Bovenssch		20/08/97	06:50	25.40	8.40	1000		99	2.82	33.3	13.0	38.2	33.7	4.48	5.1	0.07	<0,08	3.2	0.69	1.09	99	1.6		
Durme		20/08/97	07:38	24.10	8.15	1270		215	0.27	2.8	11.0	34.6	30.4	4.23	5.0	0.23	<0,08	2.6	0.43	1.24	215	2.3		
Dender		20/08/97	08:09	24.50	7.85	1173		138	0.63	7.6	9.5	60.7	56.9	3.75	0.4	0.08	7	9.2	1.54	1.84	138	13.5		
Rupel		20/08/97	0.375	24.30	8.05	2530		632	0.56	6.0	12.5	35.7	33.3	2.42	2.8	0.35	0.46	2.7	0.21	0.68	632	4.1		

Tabel 22: Data van de maand september 1997

Lokatie	Code	Datum	Tijd	Temp (°C)	pH	Sp cond (µS/cm)	Salin Cl (ppt)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	BZV (mg/l)	DTC (mg/l)	DIC (mg/l)	DOC (mg/l)	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₂ ⁻ -N (mg/l)	NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	Kjeld-N (mg/l)	PO ₄ ³⁻ -P (mg/l)	tot-P (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	SiO ₂ (mg/l)	Turb (NTU)	Eh (mV)	
Boei 87	9.1	10/09/97	10:49	20.33	7.75	23000		8517	5.95	72.2	<2	43.05	26.70	16.4	2.5	0.03	0.08	0.75	0.28	0.28	1142	3.4	20.8	351
Boei 92	10.1	10/09/97	11:25	21.03	7.80	19800		7353	5.24	63.7	<2	43.07	39.46	3.6	2.8	0.03	<0,08	0.83	0.27	0.30	1017	3.9	16.3	342
Boei 105	11.1	10/09/97	11:53	21.08	7.65	17530		6218	3.94	47.3	<2	52.12	43.31	8.8	3.1	0.04	<0,08	1.05	0.27	0.34	887	4.4	11.1	339
A'pen	12.1	10/09/97	12:35	21.18	7.70	12570		4218	2.20	25.9	3.5	45.21	37.35	7.9	3.3	0.20	<0,08	1.05	0.28	0.38	611	4.7	32.2	260
Kruikebeke	13.1	10/09/97	13:06	21.23	7.80	5690		1676	0.37	4.3	7.5	55.78	47.68	8.1	3.2	0.35	0.08	1.9	0.27	0.53	271	4.3	65.4	276
Bazel	13.2	10/09/97	13:33	21.08	7.85	4390		1225	0.48	5.4	10.0	55.08	47.01	8.1	2.9	0.36	0.27	2.4	0.27	0.64	205	4.4	75.2	283
Steendorp	14.1	10/09/97	13:57	20.78	7.85	3250		839	0.33	3.7	14.5	58.43	44.46	14.0	2.6	0.35	0.51	3.5	0.31	1.05	155	4.9	147	280
Temse	14.2	10/09/97	14:33	20.62	7.95	2610		621	0.71	8.0	10.5	52.04	49.26	2.8	3.4	0.28	<0,08	2.9	0.31	0.94	136	3.9	89.5	290
StAmands	15.1	10/09/97	15:17	20.75	8.10	1709		329	1.32	14.8	8.5	51.80	41.81	10.0	4.7	0.07	<0,08	2.4	0.37	0.86	116	2.7	69.5	282
Vlassenbr	16.1	11/09/97	09:35	19.70	7.95	1069		112	0.91	11.3	9.5	66.86	62.66	4.2	4.9	0.06	<0,08	2.5	0.77	1.13	113	3.5		
Denderm	16.2	11/09/97	09:55	19.90	7.95	1056		109	0.51	5.5	10.0	67.04	61.05	6.0	4.9	0.09	<0,08	2.7	0.81	1.43	112	3.9		
StOnolfs	17.1	11/09/97	10:16	19.70	7.95	1042		106	0.60	6.3	9.5				4.6	0.26	<0,08	2.7	0.89	1.39	111	4.0		
Appels	17.2	11/09/97	10:44	19.70	7.90	1027		103	0.55	5.8	11.0				4.4	0.30	<0,08	2.7	0.92	1.58	109	4.7		
Uitbergen	18.1	11/09/97	11:20	19.60	7.75	1054		113	0.63	6.9	13.5				3.6	0.48	1.3	3.6	1.08	1.61	108	7.6		
Wetteren	19.1	11/09/97	11:48	19.60	7.70	1082		113	0.75	8.2	16.0				3.3	0.43	2.1	4.1	1.12	1.54	111	9.5		
Melle	20.1	11/09/97	12:17	19.60	7.80	1110		118	0.90	9.9	16.0				2.2	0.25	3.5	5.4	1.18	1.54	111	10.1		
Bovenssch		10/09/97	08:00	20.60	7.80	1118		116	1.62	18.5	10.5	61.61	56.47	5.1	2.2	0.07	3.7	5.5	1.01	1.24	118	10.4		
Durme		10/09/97	10:15	20.30	8.10	2500		592	0.57	6.1	11.5	46.64	34.95	11.7	3.5	0.27	<0,08	2.3	0.29	0.64	140	2.8		
Dender		10/09/97	08:45	19.30	7.85	1311		157	1.07	11.9	33.0	77.87	75.48	2.4	0.3	0.07	7.5	10.1	1.69	2.18	135	12.6		
Rupel		10/09/97	09:45	19.70	7.85	2760		691	0.58	6.0	18.0	41.10	37.10	4.0	1.6	0.27	2	4.2	0.34	0.98	141	6.4		

Tabel 23: Data van de maand oktober 1997

Lokatie	Code	Datum	Tijd	Temp (°C)	pH	Sp cond (µS/cm)	Salin Cl (ppt)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	BZV (mg/l)	DTC (mg/l)	DIC (mg/l)	DOC (mg/l)	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₂ ⁻ -N (mg/l)	NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	Kjeld-N (mg/l)	PO ₄ ³⁻ -P (mg/l)	tot-P (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	SiO ₂ (mg/l)	Turb (NTU)	Eh (mV)
Boei 87	9.1	14/10/97	10:43	16.53	7.70	19040	6808	5.68	63.5	2.0	43.36	32.03	11.3	2.9	0.13	0.23	0.53	0.24	0.30	788	4.2	7.1	332
Boei 92	10.1	14/10/97	11:11	16.35	7.60	15920	5554	4.14	45.4	2.0	36.44	33.27	3.2	3.4	0.14	0.11	0.75	0.25	0.34	682	4.8	4.5	323
Boei 105	11.1	14/10/97	11:36	15.96	7.55	8910	2843	0.90	9.5	3.0	35.00	33.21	1.8	3.5	0.22	0.29	1.2	0.33	0.45	407	6.4	18.5	323
A'pen	12.1	14/10/97	12:05	15.73	7.50	4270	1174	0.09	0.9	12.5	30.86	27.06	3.8	2.8	0.31	1.3	3.15	0.31	0.90	220	7.9	142	228
Kruikeke	13.1	14/10/97	12:27	15.44	7.45	2620	644	0.13	1.3	13.5	34.56	28.75	5.8	2.7	0.34	1.8	3.6	0.31	0.98	151	8.5	159	241
Bazel	13.2	14/10/97	12:49	15.18	7.50	2170	488	0.16	1.6	10.0	46.59	44.54	2.1	2.7	0.36	2	3.4	0.38	0.56	138	8.8	42.7	251
Steendorp	14.1	14/10/97	13:08	14.87	7.45	1793	390	0.11	0.9	12.0	41.96	35.74	6.2	2.7	0.36	2.3	3.7	0.41	0.79	131	9.2	113	228
Temse	14.2	14/10/97	13:38	14.99	7.55	1548	275	0.15	1.5	13.0	59.88	60.00	0.0	3.6	0.10	2.95	4.8	0.78	1.24	129	10.9	68.9	252
StAmands	15.1	14/10/97	14:19	15.34	7.60	1159	134	0.44	4.4	9.5	55.58	53.52	2.1	0.8	0.05	6.7	8.55	1.08	1.46	127	13.3	35.8	261
Vlassenbr	16.1	15/10/97	09:38	14.63	7.55	1084	118	0.74	7.0	12.0	58.67	54.02	4.7	0.4	0.07	7.3	9.4	1.13	1.80	126	12.7	79.2	342
Denderm	16.2	15/10/97	10:01	14.65	7.55	1078	116	0.41	4.1	10.5	54.49	45.65	8.8	0.5	0.12	7.2	9.7	1.13	1.84	122	12.6	67.5	331
StOnolfs	17.1	15/10/97	10:25	14.65	7.55	1083	117	0.43	4.3	13.0	59.10	54.57	4.5	0.9	0.29	7.45	9.7	1.16	1.80	123	12.5	71	325
Appels	17.2	15/10/97	10:48	14.65	7.55	1065	116	0.55	5.5	9.0	41.53	35.06	6.5	1.1	0.44	7.1	8.7	1.09	1.50	121	12.2	64	319
Uitbergen	18.1	15/10/97	11:43	14.64	7.55	972	101	1.23	12.2	10.0				1.2	0.57	6.5	8.25	0.99	1.43	108	12.2	47.4	315
Wetteren	19.1	15/10/97	12:24	14.05	7.50	1023	114	1.66	16.3	10.5	54.49	48.96	5.5	1.2	0.55	7.1	8.8	1.09	1.50	111	12.2	39.5	317
Melle	20.1	15/10/97	12:57	13.96	7.55	1011	111	3.25	33.0	7.5	61.40	58.90	2.5	1.2	0.60	6.9	8.1	1.06	1.39	109	12.3	26.6	317
Bovenssch		14/10/97	08:30	15.45	7.45	860	83	0.69	6.6	9.0	####	94.04	9.6	0.8	0.71	5.6	6.7	0.87	1.05	95	11.5		
Durme		14/10/97	10:58	12.70	7.50	952	116	0.79	7.4	15.0	49.95	45.69	4.3	1.7	0.04	4.4	6	0.68	1.05	92	11.8		
Dender		14/10/97	09:29	13.60	7.40	866	94	1.25	11.6	10.5	73.37	63.64	9.7	0.7	0.15	5.2	6	0.80	1.01	86	10.7		
Rupel		14/10/97	10:24	12.90	7.25	901	159	0.64	6.3	17.0	41.05	31.70	9.4	1.2	0.26	4.2	6.3	0.30	0.86	64	10.4		

Tabel 24: Data van de maand november 1997

Lokatie	Code	Datum	Tijd	Temp (°C)	pH	Sp cond (µS/cm)	Salin Cl (ppt)	(mg/l)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	BZV (mg/l)	DTC (mg/l)	DIC (mg/l)	DOC (mg/l)	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₂ ⁻ -N (mg/l)	NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	Kjeld-N (mg/l)	PO ₄ ³⁻ -P (mg/l)	tot-P (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	SiO ₂ (mg/l)	Turb (NTU)	Eh (mV)
Boei 87	9.1	18/11/97	10:32	10.69	7.75	19900	15	7552	6.59	64.8	4.5	35.47	33.09	2.4	3.3	0.07	0.22	1.3	0.25	0.71	1118	5.5	305	238
Boei 92	10.1	18/11/97	11:09	10.73	7.60	16580	12.1	6100	4.65	45.0	4.5	36.70	34.68	2.0	3.8	0.12	0.35	1.2	0.24	0.60	928	6.9	246	253
Boei 105	11.1	18/11/97	11:38	9.99	7.40	10020	6.9	3370	1.29	11.8	9.0	25.83	24.97	0.9	4.0	0.18	1.35	2.4	0.29	0.71	545	9.9	297	258
A'pen	12.1	18/11/97	12:18	9.31	7.55	3620	2.3	977	0.51	4.5	13.5	39.46	34.77	4.7	2.8	0.16	3.8	4.8	0.35	0.49	205	13.6	149	258
Kruikebe	13.1	18/11/97	12:50	9.16	7.55	2080	1.3	468	0.34	3.0	15.0	50.94	50.61	0.3	1.8	0.18	5	6.15	0.42	0.52	132	14.7	176	257
Bazel	13.2	18/11/97	13:19	9.11	7.55	1655	1	329	0.39	3.4	13.0	50.78	46.41	4.4	1.5	0.16	5.7	7.05	0.53	0.75	120	15.3	210	260
Steendorp	14.1	18/11/97	13:42	9.12	7.55	1431	0.9	228	0.34	2.9	20.0	46.71	47.16	0.0	1.2	0.07	6.3	8.25	0.69	1.39	130	16.0	271	259
Temse	14.2	18/11/97	14:21	9.25	7.65	1209	0.7	148	0.35	3.0	27.0	74.64	71.81	2.8	0.8	0.03	7.1	9.7	0.88	1.76	130	16.7	247	260
StAmands	15.1	18/11/97	15:10	9.54	7.55	1184	0.7	136	0.61	5.3	29.0	73.17	73.92	0.0	1.3	0.20	7.4	10.2	0.98	2.02	137	16.9	265	265
Vlassenbr	16.1	19/11/97	10:02	9.53	7.50	1150	0.7	133	5.58	48.7	17.0	68.06	70.23	0.0	1.2	0.21	7	9.1	0.99	1.50	130	16.8	82.3	350
Denderm	16.2	19/11/97	10:15	9.58	7.45	1111	0.7	118	1.33	11.6	20.0	74.89	71.18	3.7	1.4	0.32	6.8	9.5	0.98	1.91	132	16.8	230	360
StOnolfs	17.1	19/11/97	10:34	9.72	7.55	1122	0.7	116	1.16	10.2	26.0	71.44	72.76	0.0	1.3	0.32	7.5	10.3	1.07	2.10	136	16.7	295	317
Appels	17.2	19/11/97	10:57	10.09	7.50	1165	0.7	122	1.35	11.9	13.0	75.0	76.22	0	1.1	0.26	8.5	10.8	1.28	1.76	142	16.8	225	308
Uitbergen	18.1	19/11/97	11:47	10.75	7.50	1238	0.8	142	1.74	15.6	12.0	62.69	63.35	0.0	1.4	0.22	9.8	12	1.36	1.72	148	16.9	173	294
Wetteren	19.1	19/11/97	12:26	12.49	7.45	1217	0.7	139	0.26	2.5	13.0	75.27	75.48	0.0	0.2	0.08	8.4	10.5	1.42	1.80	146	17.3	216	276
Melle	20.1	19/11/97	13:00	11.81	7.45	1182	0.7	125	0.68	6.3	12.5	78.57	76.28	2.3	0.4	0.11	8.6	10.9	1.41	1.84	146	17.1		277
Bovensh		18/11/97	08:30	9.69	7.30	1041		101	1.31	12.0	35.0	75.07	70.66	4.4	<0,05	0.01	7.1	11.2	1.51	2.02	122	15.8		
Durme		18/11/97	10:58	8.70	7.65	1155		134	1.11	10.0	34.0	67.71	69.08	0.0	1.2	0.04	6.8	10.2	0.78	2.02	127	17.4		
Dender		18/11/97	09:29	8.90	7.60	1049		95	2.17	19.0	9.5	62.04	60.99	1.1	0.9	0.10	7.1	8.9	0.98	1.31	120	16.7		
Rupel		18/11/97	10:24	9.40	7.40	1456		299	0.42	3.8	16.0	50.64	46.73	3.9	0.4	0.78	6.2	7.9	0.46	0.71	100	16.3		

Tabel 25: Data van de maand december 1997

Lokatie	Code	Datum	Tijd	Temp (°C)	pH	Sp cond (μS/cm)	Salin Cl (ppt)	O ₂ (mg/l)	O ₂ (%)	BZV (mg/l)	DTC (mg/l)	DIC (mg/l)	DOC (mg/l)	NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	NO ₂ ⁻ -N (mg/l)	NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	Kjeld-N (mg/l)	PO ₄ ³⁻ -P (mg/l)	tot-P (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	SiO ₂ (mg/l)	Turb (NTU)	Eh (mV)	
Boei 87	9.1	15/12/97	10:27	8.77	7.65	11900	9	4580	4.00	36.6	5.0	45.56	42.29	3.3	4.8	0.15	0.49	1.1	0.24	0.53	733	8.9	76.7	309
Boei 92	10.1	15/12/97	11:01	8.06	7.50	7170	5	2403	2.71	23.7	8.0	50.20	47.48	2.7	4.6	0.13	2.1	2.7	0.26	0.49	425	11.4	65.5	325
Boei 105	11.1	15/12/97	11:31	7.64	7.65	1712	1	365	1.68	14.1	6.5	46.57	42.04	4.5	4.2	0.06	4.05	5.1	0.26	0.49	130	13.7	29	395
A'pen	12.1	15/12/97	12:00	7.74	7.50	1082	0.6	159	1.93	16.3	4.5	38.28	33.82	4.5	4.5	0.09	3.9	5.1	0.25	0.45	97	13.6	31.9	410
Kruikeke	13.1	15/12/97	12:26	7.80	7.55	974	0.6	122	2.45	20.6	6.0	49.38	46.91	2.5	4.5	0.15	3.6	4.8	0.28	0.49	98	13.6	35.9	443
Bazel	13.2	15/12/97	12:43	8.02	7.50	957	0.6	127	2.43	20.6	5.0	46.93	42.14	4.8	4.0	0.17	3.6	5.1	0.25	0.45	98	13.6	30.9	471
Steendorp	14.1	15/12/97	13:01	7.86	7.60	960	0.6	88	3.41	28.8	7.5	43.53	37.69	5.8	5.4	0.23	3.5	4.8	0.41	0.64	119	14.3	59.2	508
Temse	14.2	15/12/97	13:30	8.03	7.55	959	0.6	85	3.78	32.1	14.0	42.73	34.59	8.1	6.1	0.24	3.45	5.4	0.46	1.28	126	14.0	184	365
StAmands	15.1	15/12/97	14:05	8.26	7.60	977	0.6	86	4.16	35.4	8.0	40.25	33.44	6.8	6.3	0.36	3.65	5.3	0.55	1.13	128	14.1	159	442
Vlassenbr	16.1	16/12/97	09:44	7.28	7.6	974	0.6	89	4.85	40.4	10.5	49.92	47.17	2.8	6.1	0.29	3.6	5.25	0.58	1.31	130	14.5	132	361
Denderm	16.2	16/12/97	10:04	7.18	7.7	960	0.6	83	5.07	42.0	8.0	46.32	43.89	2.4	6.1	0.27	3.6	5.7	0.59	1.31	127	14.5	120	351
StOnolfs	17.1	16/12/97	10:26	7.09	7.6	961	0.6	83	5.19	42.0	7.5	39.84	32.76	7.1	6.0	0.27	3.7	5.4	0.62	1.13	126	14.7	94.4	343
Appels	17.2	16/12/97	10:53	6.99	7.60	962	0.6	82	5.46	45.3	6.5	51.7	45.05	6.6	5.8	0.28	3.6	5.2	0.63	1.01	125	15.0	63	337
Uitbergen	18.1	16/12/97	11:43	6.56	7.55	977	0.6	84	5.77	47.5	6.0	49.18	44.30	4.9	6.9	0.30	3.8	5.2	0.63	0.90	131	14.7	39.7	312
Wetteren	19.1	16/12/97	12:26	6.51	7.60	964	0.6	93	7.00	52.0	5.0	54.40	48.55	5.9	6.3	0.28	3.5	5.25	0.60	0.94	124	15.6	39.1	285
Melle	20.1	16/12/97	12:58	6.43	7.55	978	0.6	84	6.05	49.1	5.0	50.54	40.92	9.6	6.4	0.30	3.6	5.2	0.60	0.90	124	15.4	54.8	282
Bovensh		15/12/97	08:15	7.60	7.45	951		79	4.13	31.0	4.5	47.00	43.17	3.8	6.0	0.27	3.4	4.8	0.57	0.79	124	15.0		
Durme		15/12/97	12:00	6.10	7.55	958		82	4.16	33.5	12.5	56.95	54.00	3.0	5.7	0.16	2.6	4.5	0.37	0.90	124	14.5		
Dender		15/12/97	09:40	7.40	7.55	848		70	6.94	57.3	9.0	60.64	53.10	7.5	4.5	0.18	2.2	3.7	0.50	0.64	100	13.3		
Rupel		15/12/97	10:45	7.20	7.30	981		167	3.17	25.8	9.5	34.54	29.87	4.7	2.8	0.16	3.5	4.8	0.21	0.45	86	14.1		

Proceswaarden van de OMES-denitrificatieset

Proceswaarden van de OMES-denitrificatieset

Datum	Station	N ₂ O-emissie (mg N m ⁻² d ⁻¹)						Nitratconsumptie (mg N m ⁻² d ⁻¹)		Ammoniumvrijstelling (mg N m ⁻² d ⁻¹)	
		0 Pa acetyleen			10 kPa acetyleen						
		Laag water	Hoog water		Hoog water		Hoog water		Hoog water		
		Veldtemperatuur	25°C	Veldtemperatuur	25°C	Veldtemperatuur	25°C	Veldtemperatuur	25°C	Veldtemperatuur	
21/04/97	AP1	0.59	0.80	0.57	45.3	24.2	209	165	169.6	93.7	
21/04/97	AP2	1.51	0.52	0.52	24.2	16.1	201	177	121.5	95.0	
21/04/97	AP3	1.29	3.36	2.45	23.8	14.5	208	176	60.8	50.6	
21/04/97	AP4	0.62	0.14	0.12	15.3	11.3	198	152	0.0	0.0	
03/06/97	AP1	3.01	0.29	0.10	18.6	22.9	212	147	253.2	202.5	
03/06/97	AP2	0.83	0.18	0.70	14.4	31.5	229	114	101.3	103.8	
03/06/97	AP3	0.30	0.77	1.39	15.7	18.2	181	87	101.3	53.2	
03/06/97	AP4	0.07	0.09	0.08	14.3	45.5	207	157	25.3	38.0	
15/07/97	AP1	1.22	0.58	0.22	25.4	16.6	203	149	58.2	60.8	
15/07/97	AP2	6.90	0.39	0.71	15.9	26.2	214	149	159.5	154.4	
15/07/97	AP3	2.31	1.35	2.25	36.0	21.8	201	163	212.7	202.5	
15/07/97	AP4	0.78	0.12	0.26	26.9	28.1	187	181	20.3	35.4	
20/10/97	AP1	2.30	2.18	0.24	28.8	18.5	165	139	126.6	110.0	
20/10/97	AP2	3.40	1.32	1.20	25.4	14.2	165	137	76.0	72.0	
20/10/97	AP3	1.05	0.24	0.17	40.7	31.0	183	147	113.9	105.0	
20/10/97	AP4	0.50	0.07	0.18	27.5	26.2	180	101	63.3	55.0	
01/12/97	AP1	1.35	0.43	0.35	22.8	18.9	156	107	78.5	55.7	
01/12/97	AP2	0.24	0.26	0.57	32.0	21.3	154	91	88.6	60.8	
01/12/97	AP3	2.53	0.30	0.25	34.3	24.1	182	126	83.5	43.0	
01/12/97	AP4	0.38	0.10	0.10	20.9	16.7	171	114	0.0	0.0	
08/12/97	AP1	0.20	0.28	0.17	8.8	8.7	160	154	50.6	0.0	
08/12/97	AP2	0.80	0.64	0.70	23.3	9.8	161	145	81.0	40.5	
08/12/97	AP3	0.70	0.16	0.07	28.6	13.5	147	133	0.0	0.0	
08/12/97	AP4	0.43	0.07	0.20	26.3	29.9	204	163	0.0	0.0	
12/05/97	GB	0.24	0.84	0.60	27.7	17.1	138	88	63.3	60.8	
12/05/97	BU	0.15	0.52	0.37	14.7	21.0	149	102	76.0	76.0	
12/05/97	DU	0.34	7.96	6.79	62.4	86.5	171	156	164.6	121.5	
05/08/97	GB	0.12	0.76	0.43	12.3	12.3	133	1	88.6	268.4	
05/08/97	BU	0.29	1.76	1.95	14.4	24.7	126	5	270.9	270.9	
05/08/97	DU	0.87	4.46	6.19	71.0	96.1	212	43	215.2	182.3	
19/12/97	GB	0.10	0.20	0.14	6.6	3.6	127	0	20.0	19.0	
19/12/97	BU	0.20	0.20	0.13	11.3	3.1	135	0	25.3	25.3	
19/12/97	DU	0.40	0.31	0.23	22.4	14.9	221	1	139.2	68.4	

